



# Miljöundersökning av Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i bruksorten Österbybruk

Examensarbete i biologi, 20 poäng

av

Sofie Lücke

Institutionen för Miljöanalys  
Sveriges Lantbruksuniversitet  
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Handledare: Leonard Sandin (Institutionen för Miljöanalys)  
Mark Elert (Kemakta Konsult AB)  
Ingrid Johansson (Länsstyrelsen Uppsala Län)



# Miljöundersökning av Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i bruksorten Österbybruk

ISSN 1403-977X



## Sammanfattning

Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk har sedan 1400-talet tillförts stora mängder metaller från järnhanteringen i bygden. Till följd av detta är metallhalterna, såväl i vatten som i sediment, ofta högre än normalt. På uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala Län har konsultföretaget Kemakta AB, under perioden juni till november 2003, utfört en omfattande markundersökning i området. Detta för att reda ut den rådande föroreningsituationen samt föreslå eventuella åtgärder för att reducera miljöbelastningen på platsen. Undersökningen är även en uppföljning och i viss mån också en komplettering av en liknande undersökning som genomfördes av SGU, Statens Geologiska Undersökning, under 1996 och 1997 (Qvarfort m fl, 1997).

Denna rapport syftar till att komplettera bilden av miljöpåverkan i Herrgårdsdammen, Sågdammen samt Nerån, Österbybruk. För att få en bred bild av miljöpåverkan utfördes följande undersökningar/försök; sedimentanalyser m a p metaller, bottenfauna-inventering samt nedbrytningsförsök med löv. För att kunna dra slutsatser om eventuella samband mellan metallförorening och ekosystemets struktur/funktion utfördes statistiska analyser såsom principalkomponentanalys (PCA), korrespondensanalys (CA) och redundansanalys (RDA). Sjön Trehörningen och ån Funboån användes som referenser.

Resultaten från samtliga analyser visar att Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk är tydligt påverkade av den verksamhet som pågått under åren. Bland annat visar resultaten från metallanalyserna i sedimenten på måttliga till mycket höga halter av metallerna Cr, Cu, Hg och Ni i sedimenten i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån (Naturvårdsverket, 1999). Påverkan på ekosystemen är också omfattande, både enligt resultaten från bottenfaunainventeringen och från nedbrytningsförsöket.

Utifrån resultaten föreslås åtgärder för sedimenten i Sågdammen och Nerån. Dessa bör dock vidtas efter det att de föroreningskällor, som finns på land, har åtgärdats. För att öka den statistiska säkerheten i analysen samt för att ytterligare kunna bedöma omfattningen av åtgärder för sedimenten bör dock en vidare undersökning av sedimenten utföras.

## **Abstract**

The ponds Herrgårdsdammen and Sågdammen and the small river Nerån in Österbybruk, northern Uppland, have since the 15<sup>th</sup> century been affected by metals from the iron and steel industry in the region. As a result of this, the concentrations of metals, both in the water and in the sediment, are higher than in “normal” Swedish surface waters.

At the request of Länsstyrelsen in Uppsala Län, the consulting company Kemakta AB has performed an extensive environmental commission in the area. This to be able to evaluate the environmental impact of the objects and further, also give suggestions on measures that need to be taken in order to improve the situation. The investigation is also a follow-up and amplification of a similar commission that Statens Geologiska Undersökning, SGU, executed in the area during 1996 and 1997.

The purpose with my study has been to evaluate the environmental impact on Herrgårdsdammen, Sågdammen and Nerån. The lake Trehörningen and river Funboån were used as references. The biomonitoring tools that I used were collection of benthic fauna and measure of leaf breakdown processes rates. Sediment analyses measuring metal concentrations and some statistical analyses were also done, for example Principal component analysis (PCA), Correspondal analysis (CA) and Redundancy analysis (RDA). This to be able to see connections between the metal contamination and the function and/or structure of the ecosystem.

The results show that the ponds and the river in Österbybruk are clearly affected by the industrial activity in the region. This conclusion can be made from all measurements. The results from the metal analysis indicate for example moderate to very high concentrations of chromium, copper, mercury and nickel in the sediments in Herrgårdsdammen, Sågdammen and Nerån. The impact on the ecosystems also seems to be extensive, both according to the macroinvertebrate investigation and to the leaf decomposition experiment.

According to the results, restorations of the sediments are recommended. The measures should be taken when the leakage from the waste dump on land has been reduced. In order to be able to evaluate future measures, another sediment analysis, including more samples, is suggested. This to secure the statistical security in the analysis.

# Innehållsförteckning

<b>INLEDNING.....</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUKTION .....</b>	<b>9</b>
<b>BEDÖMNING AV FÖRORENINGSGRAD M H A BOTTENFAUNAINDEX OCH</b>	
<b>NEDBRYTNINGSFÖRSÖK .....</b>	<b>9</b>
<b>DAMMAR - RINNANDE VATTEN .....</b>	<b>11</b>
<b>FUNKTIONELLA GRUPPER .....</b>	<b>12</b>
<b>METALLER .....</b>	<b>12</b>
<b>FRÅGESTÄLLNING .....</b>	<b>14</b>
<b>MATERIAL OCH METODER .....</b>	<b>14</b>
<b>LOKALBESKRIVNING .....</b>	<b>14</b>
<b>PROVTAGNING .....</b>	<b>18</b>
<b>ANALYS AV PROVERNA .....</b>	<b>18</b>
<b>NEDBRYTNINGSFÖRSÖK .....</b>	<b>19</b>
<b>STATISTISKA ANALYSER .....</b>	<b>20</b>
<b>RESULTAT .....</b>	<b>20</b>
<b>METALLANALYSER - SEDIMENT .....</b>	<b>20</b>
<b>INVENTERING AV BOTTENFAUNA .....</b>	<b>28</b>
<b>NEDBRYTNINGSFÖRSÖK .....</b>	<b>35</b>
<b>DISKUSSION .....</b>	<b>41</b>
<b>SLUTSATSER .....</b>	<b>48</b>
<b>TACK .....</b>	<b>49</b>
<b>REFERENSER .....</b>	<b>49</b>
<b>APPENDIX .....</b>	<b>53</b>





## Inledning

### Introduktion

Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk har sedan 1400-talet tillförts stora mängder metaller från järnhanteringen i bygden. Till följd av detta är metallhalterna, såväl i vatten som i sediment, ofta högre än normalt. På uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala Län har konsultföretaget Kemakta AB, under perioden juni till november 2003, utfört en omfattande markundersökning i området. Detta för att reda ut den rådande föroreningsituationen samt föreslå eventuella åtgärder för att reducera miljöbelastningen på platsen. Undersökningen är även en uppföljning och i viss mån också en komplettering av en liknande undersökning som genomfördes av SGU, Statens Geologiska Undersökning, under 1996 och 1997 (Qvarfort m fl, 1997).

Denna rapport syftar till att komplettera bilden av miljöpåverkan i Herrgårdsdammen, Sågdammen samt Nerån i, den gamla bruksbygden, Österbybruk. För att få en så bred bild av föroreningsituationen, som möjligt, delades arbetet in i följande tre delar;

- 1) sedimentprovtagning och analys av metallförekomsten i sedimenten
- 2) provtagning av bottenfauna och undersökning av individantal och artsammansättning
- 3) nedbrytningsförsök med löv

Utifrån resultaten i ovanstående undersökningar är tanken att denna rapport kan ligga till grund för beslut om eventuella åtgärder i området vid Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk.

### Bedömning av föroreningsgrad m h a bottenfaunaindex och nedbrytningsförsök

#### *Bottenfaunaindex – bedömning av ekosystemets struktur*

För att bedöma graden av miljöpåverkan i ett vattendrag/sjö kan man använda olika biologiska index. Dessa bygger på vattenlevande djurens olika känslighet för t ex försurning och förorening (Isaksson, 2002). Varje art kan, utifrån detta resonemang, sägas representera en relation mellan organismen och dess miljö, eller som det ofta uttrycks, arten har en ekologisk nisch, vilken beskriver inom vilka toleransgränser den kan leva (Malmqvist m fl, 1999). Förekomsten av djur från grupperna dag-, natt- och bäcksländor tyder t ex på en god vattenkvalitet. Detta eftersom dessa grupper ofta är känsliga för påverkan av olika slag. Maskar, fjädermyggselarver och iglar är däremot exempel på mer föroreningsståligheter (Isaksson, 2002). Genom att ta bottenfaunaprover och göra bestämningar av djuren ned till familje-/artnivå, kan man räkna fram olika bottenfaunaindex för platsen i fråga. Indexet kan t ex sägas vara ett mått på artdiversitetens samt föroreningspåverkans omfattning, för den enskilda lokalen. Beroende av vilken information man vill utvärdera, t ex biologisk mångfald, försurnings- eller föroreningsgrad, har olika bottenfaunaindex tagits fram (Naturvårdsverket, 1999).

De index som använts i denna undersökning är följande:

*Shannons diversitetsindex* - är ett mått på mångformighet/biologisk mångfald.

Diversiteten är hög om artrikedomen är stor och flera arter är dominanta, men låg om få arter förekommer och en eller några få arter dominerar (Shannon, 1948).

*ASPT* ("renvattenindex") - indikerar förekomst av känsliga eller toleranta grupper (Armitage m fl, 1983).

*DSFI (Dansk faunaindex)* - bedömer faunans påverkan av eutrofiering och organisk förorening (Skriver m fl, 2001).

*O/C* - anger förhållandet mellan antalet Oligochaeta och sedimentlevande

Chironomidae. Ett högt index indikerar en dominans av Oligochaeta, dvs relativt låga syrgasförhållanden och/eller hög organisk belastning (Widerholm, 1980).

*EPT(T)* - anger förekomsten av *antalet taxa* av ordningarna Ephemeroptera, Trichoptera och Plecoptera, vilket indikerar en god vattenkvalitet.

*EPT(N)* - anger förekomsten av *antalet individer* av ordningarna Ephemeroptera, Trichoptera och Plecoptera, vilket indikerar en god vattenkvalitet.

Det finns flera fördelar med att använda bottenfauna som hjälpmedel vid miljöövervakning. Detta eftersom faunan är stationär och allmänt förekommande i alla vatten. Dessutom har organismerna en relativt lång livscykel, vilket gör att de är bra representanter för lokala förhållanden samtidigt som de anpassar sig till förändringar i miljön över tiden. Djuren kan vidare samlas in lätt och metoden är billig. Eftersom samhällena är diversa, så svarar de också olika på olika typer av störning, t ex metallförorening (Resh & Rosenberg, 1994).

Det finns dock några nackdelar med användandet av bottenfauna för bedömning av vattnets kvalitet, vilka också är värda att nämna. Bland annat kan det vara svårt att samla in bottenfauna kvantitativt, vilket gör att även standardiserade metoder, t ex sparkprovtagning, kan skilja sig åt mellan provtagare etc. Fördelningen av bottenfauna kan också påverkas av andra miljöfaktorer än föroreningar, t ex strömhastighet och typ av bottensubstrat. Vidare är bottenfauna inte känslig för alla typer av föroreningar och deras förekomst kan variera med årstiden. På grund av deras förmåga att ibland flyta med strömmen kan de även hittas på lokaler där de normalt inte förekommer. Vissa taxa är också svåra att identifiera, vilket kan vara mycket tidskrävande och bidra till att noggrannheten skiljer sig åt mellan undersökningar (Resh & Rosenberg, 1994).

#### *Nedbrytningsförsök – bedömning av ekosystemets funktion*

En annan metod för bedömning av miljöpåverkan i lotiska system är att mäta ekosystemprocesser, såsom t ex variationen av nedbrytningshastighet av löv mellan olika lokaler. Detta kan nämligen ge en indikation på hur ekosystemet är sammansatt och fungerar i sin helhet. Flera faktorer är kända för att påverka nedbrytningshastighet. Dessa inkluderar temperatur, vattenkemi, lövsort och omfattningen av koloniseringen av mikroorganismer och evertetrater (Pascoal m fl, 2001).

Även samband mellan förorening av metaller och nedbrytningshastighet har kunnat påvisas, där lövnedbrytning har funnits gå långsammare i förorenade vatten (Niyogi m fl, 2000). Det som ofta händer, då förekomsten av metaller i vatten är stor, är att metall-oxider/hydroxider bildas. Dessa bildar beläggningar, på löv och annat organiskt material, vilka hindrar kolonisering av mikrober såsom bakterier och svampar som koloniserar löven. Frånvaron av mikrober på löven, gör också att sönderdelare, såsom

t ex Gastropoda och Crustacea inte lockas till löven i samma utsträckning. Dessa äter nämligen, förutom löv, också t ex svampar. Även det faktum att sönderdelarna har svårt att komma åt löven p.g.a., de ibland tjocka, beläggningarna bidrar till en mindre omfattande fragmentering. Eftersom sönderdelare utgör den funktionella gruppen med störst och mest direkt påverkan på nedbrytningsprocesser (Schultheis m fl, 1997) leder detta till en försämrad nedbrytning i vattendraget eller sjön.

Fördelar med att använda sig av nedbrytningsförsök som hjälpmedel vid miljöövervakning är t ex att nedbrytningsprocessen involverar organismer från bakterier och svampar till evertebrater och, i tropikerna även fisk. Metoden är inte heller beroende av förekomsten av en specifik organismgrupp (jfr bottenfaunaindex) vilket gör att den kan användas överallt, geografiskt. Vidare är metoden relativt billig och ingen taxonomisk expertis behövs för att mäta nedbrytningshastigheten (Gessner & Chauvet, 2002).

## **Dammar - rinnande vatten**

### *Abiotiska skillnader*

Det finns flera faktorer, förutom vattenströmmen, som skiljer ett rinnande vatten från ett stillastående. Vattnet i ett vattendrag tenderar t ex att vara kallare och mer syrerikt än vattnet i en damm. Skillnaden i temperatur beror dels på vattnets rörelse och omblandning, men även på att vattendraget, i högre utsträckning än dammen, ofta inte nås av solljus. Bristen på ljus medför också att vattendragen många gånger inte producerar egen energi, utan i stället är beroende av en konstant tillförsel av näring från land i form av sk allokton material, t ex löv och grenar. Där solljuset når vattenmassan fungerar dock vattendragets egen produktion av påväxtalger, vattenmossor och makrofyter som energikälla (Isaksson, 2002). Även bottensubstratet skiljer sig ofta åt mellan dammar och rinnande vatten. I en damm, där vattnet ofta är näst intill stillastående, tenderar t ex partiklar att ansamlas på botten och bilda s k ackumulationsbottnar bestående av mestadels mjuka sediment. I rinnande vatten, däremot, strömmar vattnet ofta snabbare, vilket gör att partiklar lättare transporteras bort (transportbotten). Bottensubstratet i ett rinnande vatten tenderar därför att vara mer varierat än bottensubstratet i en damm (Malmqvist m fl, 1997).

### *Biotiska skillnader*

Förekomsten av djur i lotiska system, tenderar att variera med de, ovan nämnda, abiotiska faktorerna. Variationen av bottenfauna uppträder såväl mellan olika lokaler i ett och samma vattendrag, som mellan olika lokaler i helt skilda system. Detta eftersom de abiotiska faktorerna tenderar att variera från lokal till lokal. Den faktor som till största delen bestämmer faunans sammansättning i vattendraget eller dammen sägs t ex vara strömhastigheten. En lugnt flytande å med botten bestående av lera, dy och bottenvegetation innehåller t ex ofta samma typ av organismer som en liten sjö/damm (Mandahl-Barth, 2000). Även temperaturen i vattnet påverkar vilka organismer som återfinns var. Organismerna har t ex ofta sitt trivselområde inom snäva temperaturgränser och många organismer, såsom rovinsekter, skyr solljus, vilket gör att de trivs bra i skuggiga åar (Isaksson, 2002). En annan faktor som påverkar artsammansättningen i ett vatten är förekomsten av vegetation/växtdelar. Strandvegetationen och tillförseln av allokton material såsom löv och barr är därför

starkt avgörande för förekomsten av fauna i ett rinnande vatten. Ofta är tillförseln av alloktont material i ett rinnande vatten omfattande. Detta bidrar till ett varierat utbud av föda, vilket i sin tur får till följd att bottenfaunan, i det rinnande vattendraget, tenderar att vara relativt artrik, med representanter från de flesta organismgrupper (Brunberg & Blomqvist, 1997).

## Funktionella grupper

Bottenfauna indelas generellt i fem olika grupper, med avseende på hur organismerna konsumerar sin föda. Dessa grupper är; betare, sönderdelare, samlare, filtrerare samt predatorer (Isaksson, 2002). I många fall kan dock organismer tillhöra flera funktionella grupper (t ex dagsländelarver) och det är även vanligt att en organism byter födonisch under olika stadier av sitt liv. Larver av Hydraenide sp. är t ex predatorer, medan adulterna livnär sig som skrapare och/eller samlare (Merrit & Cummins, 1996).



Betare, eller skrapare som de också kallas, är den organismgrupp som förekommer mest frekvent i rinnande vatten (Isaksson, 2002). Dessa betar av den film av alger, bakterier och svampar som bildas på t ex stenar och växter. Bland betarna finner vi bland annat vissa arter av t ex dagsländor och snäckor (Graca, 2001).



Sönderdelare, såsom t ex larver av nattsländor och bäcksländor samt kräftdjur, spelar en viktig roll vid nedbrytning då de finfördelar grövre organiskt material, t ex löv och andra växtdelar, till finare material. Det finns flera olika typer av sönderdelare, då t ex ett löv måste sönderdelas i flera omgångar för att kunna brytas ned effektivt (Anderson m fl, 1984).



Fjädermyggslarver och maskar är exempel på samlare, eller detritivorer, som de också kallas. Dessa lever i bottensedimenten och äter partiklar, t ex växtdelar, djurrester och bakterier, vilka har en storlek på mindre än en mm (Isaksson, 2002).



Filtrerare fångar sin föda med hjälp av nät eller kroppsorgan som fungerar som filter. Nätbyggare är vanliga bland t ex nattsländelarver, medan t ex musslor har kroppsliga lösningar på filtreringen. Filtrerare återfinns oftast i lugnare partier av en åsträcka, då det där ansamlas mycket finkorniga partiklar (Graca, 2001).



Predatorer återfinns i hela vattenmassan och lever på andra djur, genom att bita eller sticka sitt byte. Exempel på predatorer är t ex trollsländor och iglar (Isaksson, 2002).

## Metaller

### Allmänt

Metaller förekommer naturligt i miljön, på grund av vittring av metallhaltiga bergarter och malmer. Genom människans utbredda användning av metaller har dock halterna i naturen ökat väsentligt under de senaste århundraden (Naturvårdsverket, 1987). En rad metaller, såsom t ex krom, koppar och zink, är essentiella. Detta innebär att de är livsnödvändiga för organismer i små koncentrationer. Andra metaller såsom bly, kvicksilver och kadmium fungerar däremot inte som näringsämnen, utan är giftiga i alla koncentrationer. I vissa fall, då koncentrationen blir för hög för organismen i fråga, kan

även de essentiella metallerna ge toxiska effekter (Salomons & Förstner, 1995). Under åren, främst fram till 1960- och början av 1970-talet, har metallhalterna i miljön, p g a mänskliga aktiviteter, höjts flerfaldigt. Detta har fått konsekvenser för allt liv (Naturvårdsverket, 1987).

### *Förekomstformer*

Metallers löslighet i vatten kan sägas vara stor om vattnet har ett lågt pH-värde och ett litet inslag av organiskt material, däribland humus. Vid naturliga pH-värden är lösligheten generellt låg, vilket får till följd att metallerna övergår till sedimentet. Ofta är metallhalten i sedimentet flera tiopotenser högre än i det överliggande vattnet (Salomons & Förstner, 1995). Övergången från vattenfas till sedimentfas kan ske genom adsorption eller utfällning. Adsorption innebär att de positiva metalljonerna fastnar på ytan av en partikel, t ex olika slags oxider, lermineral eller humusämnen. Utfällning, däremot, innebär att metallen reagerar med andra ämnen och t ex bildar hydroxider, sulfider eller karbonater. Både adsorption och utfällning resulterar i att metallen sedimenterar på botten där den kan lagras i många år om ingen förändring sker, t ex vad det gäller vattnets surhet (Förstner & Wittman, 1979).

### *Metallers effekter på bottenfauna*

Det finns två sätt för metaller att ta sig in i ett sedimentlevande djur, dels med födan och dels över cellmembranet direkt från det omgivande sedimentet/vattnet (Walker m fl, 2002). Studier visar på att fria metalljoner är mest biotillgängliga, dvs lättast tas upp i organismerna. Det är således dessa som kan vara toxiska för biota i ett akvatiskt system, medan de komplexbundna metallerna kan sägas vara relativt ofarliga, så länge de förekommer i bundet tillstånd (Chapman m fl, 1998). På individnivå har t ex bly visat sig inaktivera specifika enzym. Vidare kan krom bidra till koagulering av proteiner med vävnadsskador som följd samt att t ex koppar sägs kunna öka permeabiliteten hos cellmembran. Därigenom störs transporten av ämnen in och ut ur cellen (Naturvårdsverket, 1982). Även beteendestörningar har observerats, där bland annat nattsländelarver spinner asymmetriska nät efter att ha påverkats av tungmetaller (Malmqvist m fl, 1997). Studier på populationsnivå visar på förändringar av faunasamhällen av bland annat metallerna Cu och Zn. Ett flertal studier, däribland en av Schultheis m fl (1997), visar vidare på reducerat antal taxa och individer vid metallpåverkade lokaler. Taxa som vanligtvis slås ut är t ex dag-, natt och bäcksländor medan arter av t ex iglar vanligtvis är mer föroreningståliga (Rosenberg & Resh, 1993). Ofta är det dock svårt att avgöra vilka metaller som har störst inverkan på bottenfaunan eftersom de vanligtvis förekommer i höga halter samtidigt. Enligt van Griethuysen m fl (2004) är effekter på bottenfauna av metallföroreningar svåra att fastställa och därmed relativt dåligt förstådda idag. Kunskapen om hur flera metaller samverkar, t ex genom additiva alternativt synergistiska effekter, är också bristfällig för akvatiska organismer (Malmqvist m fl, 1997).

## Frågeställning

Utiifrån ovanstående beskrivning av möjliga metoder för miljöövervakning ville jag försöka bedöma föroreningsgraden av Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk. De analysmetoder som jag använt mig av har således varit;

- i) metallanalyser i sediment
- ii) bottenfaunainventering och beräkning av index
- iii) nedbrytningsförsök med löv

I min studie vill jag främst försöka besvara följande frågor:

- 1) Är Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk påverkade av den industriverksamhet som pågått i området? Om ja, på vilket sätt och i vilken omfattning?
- 2) Hur korrelerar ekosystemets *struktur* och *funktion* med metallgradienten? Struktur kan i detta fall översättas med mångfald, vilket innebär att det är intressant att undersöka artsammansättningen samt att ta reda på vilka arter som verkar gynnas respektive missgynnas i den här typen av metallförorenade sediment. Med ekosystemets funktion menas om ekosystemet kan klassas som "väl fungerande". Detta kan mätas m h a nedbrytningsförsök med löv.
- 3) Hur har situationen förändrats sedan sediment- och bottenfaunaprovtagningen 1996/1997? Vad kan eventuella förändringar bero på?
- 4) Är bottenfaunainventering och/eller nedbrytningsförsök med löv bra metoder för miljö-övervakning i metallpåverkade vattendrag/dammar?

## Material och metoder

### Lokalbeskrivning

#### *Industrin*

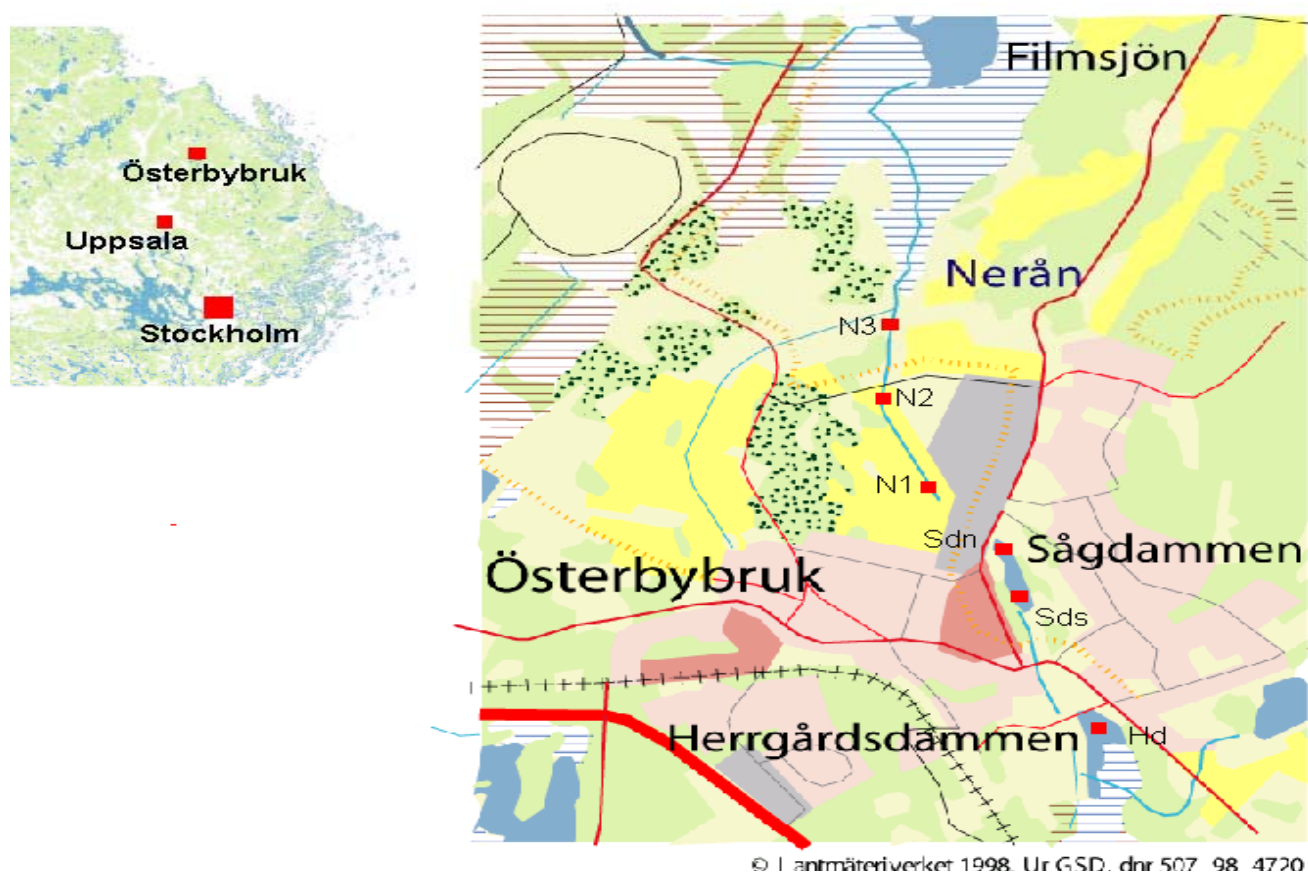
Omkring år 1470 började man bryta järnmalm i Uppländska Dannemora gruvor. De stora fyndigheterna krävde bearbetning och järnhanteringen placerades därför bland annat i Österbybruk, ca 3 km från gruvområdet. Med hjälp av framför allt tyska experter byggde Gustav Vasa upp bruket, som då var specialiserat på krigsmaterial. Verksamheten i Österbybruk pågick under många år, för att under 1600-talet, tillsammans med övriga vallonbruk i Uppland, klassas som landets mest lönsamma industrier (Isaksson, 1995). År 1983 lades dock den dåvarande Fagerstakoncernens järn- och stålindustri i Österbybruk ned och det gamla industriområdet övertogs av Östhammars kommun. Marken har sedan dess avstyckats och olika industrier har verkat på området. Idag används marken av Österby gjuteri och Fagersta Seco AB. Dessutom förekommer bilskrotning, bilverkstad och träbearbetning på industriområdet (Qvarfort m fl, 1997).

## Generering av avfall

Den verksamhet som bedrivits inom området har främst varit inriktad på järn- och stålframställning med efterföljande bearbetning. Detta innebär att föroreningarna till största delen utgörs av olika legeringsmetaller (Cr, Ni, Zn, V och W). Föroreningar av metallerna As och Pb härrör huvudsakligen från utfyllnader med krossgrus från Dannemora gruva. Vid härdningsprocesser har stora mängder bariumklorid använts. Även oljor och organiska lösningsmedel har använts i industrin (Elert m fl, 2003).

Tabell 1. Exempel på föroreningsprofil för järn- och stålindustrin.

Produkt	Element
Rökgasreningsprodukter	Cd, Hg, Pb
Stoft från tillverkning	Cr, Ni, Mo, W
Legeringsmetaller	Ba, Co, Sr, V, W
Uppvärmning	Eldningsolja
Bearbetning	Metaller, vals- och skäroljor
Koksframställning	Dioxiner, PAH
Betning	Svavelsyra, salpetersyra, fluorvätesyra



Figur 1. Karta över provpunkter i Österbybruk, 2003.

### *Herrgårdsdammen*

Herrgårdsdammen, som är belägen vid Österbybruks Herrgård, har sitt tillflöde från avrinningsområde 129:61-62, Österby Stordammen. Vattnet från den måttligt näringsrika sjön är färgat och anses ha god till mycket god buffringsförmåga mot förurning (Brunberg & Blomqvist, 1997). Liksom Stordammen är Herrgårdsdammen troligen uppdämd i syfte att förse den forna järnhanteringen i Österbybruk med vatten (muntligen Mark Elert, Kemakta). Dammens stränder kantas till viss del av vass samt enstaka träd, mest al och pil. Dess längd uppskattas till ca 500 meter, och bredden till ca 100 meter. Maximidjupet är dryga två meter. Herrgårdsdammen kan antas vara minst påverkad av metaller, då dammen är belägen uppströms industriområdet.

Provpunkten, kallad Hd, är belägen ungefär i mitten av dammen (6676924, 1616261). Botten bestod mestadels av gråsvart sediment utan inslag av vegetation. Platsen för nedbrytningsförsöket var vid stranden, i närheten av bron.

### *Sågdammen*

Sågdammen, som också manipulerats av människan genom åren, ligger centralt i Österbybruk och sträcker sig i syd-nordlig riktning. Dammen har sitt tillflöde från Herrgårdsdammen och rinner ut till Nerån via en kulvert som löper under industriområdet. Dammens bredd är ca 50 meter på det bredaste stället och längden ca 350 meter (Qvarfort m fl, 1997). Sågdammen är grundare än Herrgårdsdammen, endast drygt en meter på det djupaste stället. Stränderna kantas till viss del av vass, buskar och höga träd. Öster om dammen ligger en ca 20 000 m<sup>2</sup> stor deponi vilken använts som huvudupplag fram till mitten av 1970-talet. Där har bland annat avfall från industritiden, såsom aska, slagg, järnskrot, gjuterisand och byggrester, dumpats. Området är inte avspärrat utan används delvis som jordupplag av kommunen. Även trädgårdsavfall dumpas på området av allmänheten. Ingen åtgärd har vidtagits vad det gäller att hindra läckage av metaller från deponin till Sågdammen. Man kan därför anta att Sågdammen är påverkad av metallföroreningar (Qvarfort m fl, 1997).

I Sågdammen togs prover på två platser, i södra respektive norra delen av dammen. Provpunkten Sds, ligger ungefär i mitten av dammens södra del (6677356, 1616081). Bottensedimentet som återfanns där var gråsvart och innehöll viss vegetation. Provpunkten Sdn, ligger ungefär i mitten av dammens norra del (6677561, 1616025). Sedimentet var även här gråsvart till färgen och innehöll mer vegetation än sedimentet vid Sds. Nedbrytningsförsöket utfördes vid strandkanten i närheten av Sds respektive Sdn, på dammens östra sida.

### *Nerån*

Nerån är en smal åsträcka på ca 2 km, som under lång tid har använts som recipient för avloppsvatten och kylvatten från Österbyverken (Elert m fl, 2003). Ån är en del av Fyrisåns övre lopp och förbinder dammarna i Österbybruks centrala delar med den näst intill igenvuxna Filmsjön i norr. Medeldjupet i den lugnt flytande ån kan uppskattas till ca 0,6 meter och dess medelbredd till ca 1,5 meter. Provpplatsernas närmiljö består till största delen av artificiell mark, dvs Österbybruks industriområde och öppen mark, främst åker. På en del ställen är det svårt att ta sig fram till ån, då den kantas av buskar och träd, främst al och pil. Utifrån gamla kartor kan man se att ån ändrat form under åren, dvs man har grävt ur och lett om åsträckan.

I Nerån togs prover på tre platser, Nerån 1, 2 och 3. Provpunkten som kallats Nerån 1 ligger inne på industriområdet och proverna togs uppströms den kulvert som leder



vattnet från Sågdammen till Nerån (6677755, 1615871). På provplatsen återfanns mestadels finsediment, fint detritusmaterial samt några få grova stenar. Bottenvegetation saknades. Vattnets hastighet uppskattades till 1, på en skala 0-3. Även proverna från Nerån 2 togs vid en lokal inne på industriområdet (6677860, 1615816). På botten återfanns mestadels finsediment samt en del sand och grus. Det organiska materialet bestod mest av fin detritus men hade också inslag av fin och grov ved. Ingen bottenvegetation förekom. Vattenhastigheten uppskattades, liksom vid Nerån 1, till 1 (skala 0-3). Provpunkten för Nerån 3 ligger nära den gamla lantgården (6678270, 1615694). Proverna togs norr om bron. Bottensubstratet uppskattades mestadels bestå av finsediment, en del grova stenar samt fint detritusmaterial och fin död ved. Bottenvegetation saknades även här. Vattnets hastighet var även här lugnt flytande, dvs 1, på en skala från 0-3. Nedbrytningsförsöket utfördes vid ungefär samma platser som sediment- och bottenfaunaprovtagningen.

#### *Funboån*

Funboån användes som referensvattendrag, till Nerån, då den kan anses vara så gott som fri från metallpåverkan. Vattnet som kommer från avrinningsområde 129:3 är näringsrikt, betydligt färgat och har en mycket god buffertkapacitet mot försurning. Ån kan sägas ha ett högt limniskt värde då den bland annat utgör en öppen vandringsled för fisk, t ex asp, som kan vandra ända upp till Funbosjön. Även spår av uter har påträffats vid ett flertal platser vid ån. Åns avrinningsområde består främst av åker och ängsmark, skogsmark samt artificiell mark. Tillsammans med Storån bildar Funboån Sävjaån, vilken rinner ihop med Fyrisån vid Övre Föret ca 4 km SSO om Uppsala centrum (Brunberg & Blomqvist, 1997).

Provpunkten är belägen nära Funbo kyrka, söder om stenbron (6639246, 1615026). Bottensubstratet bedömdes främst bestå av finsediment, fina stenar, fin detritus samt en del grov detritus. Bottenvegetation i form av mossa förekom på platsen. Provpunkten var ”öppnare” än de vid Nerån och strömhastigheten var snabbare, 2 på en skala från 0-3.

#### *Trehörningen*

Sjön Trehörningen fick fungera som referens till Herrgårdsdammen och Sågdammen. Trots att Trehörningen har en betydligt större volym, både till yta och djup, än dammarna i Österbybruk, bedömdes jämförelsen vara möjlig. Sjön är näringsrik, vattnet är måttligt färgat och har en mycket god förmåga att motstå försurning (Brunberg & Blomqvist, 1997). I riksinventeringen år 2000 uppmättes t ex vattnets pH till 7,56 och halten totalfosfor till 25 (µg/l (IMA, databas). Vattenkvalitén anses vara mycket god och fiskbeståndet karaktäristiskt för uppländska sjöar, både vad det gäller antal arter och biomassa. Sjön har en relativt liten påverkansgrad och mycket högt limniskt och rekreativt värde (Brunberg & Blomqvist, 1997).

Denna provpunkt ligger i en del av Sälknäsviken i sjön Trehörningen. Proverna togs ca 50 meter från stranden nedanför Torpet Marielund (6637939, 1616762). Substratet dominerades av finsediment och fin detritus. Ingen vegetation observerades i sedimentet. Nedbrytningsförsöket utfördes vid strandkanten.

## Provtagning

Provtagningen och det övriga fältarbetet utfördes under oktober, november och december 2003. Sedimentprover togs med en rörhämtare, typ Willnerhämtare (rörets innerdiameter: 6,5 cm och längd: 50 cm). En sedimentpropp togs per provplats, vilken skiktades vid strandkanten. I samtliga fall, förutom i Funboån, användes 0-4 centimetersskiktet, som mestadels bestod av gråsvart finsediment med en relativt hög organisk halt. I Funboån användes däremot endast de översta 2 cm, då 2-4 centimetersskiktet mest bestod av ren lera. Utifrån denna observation antogs att jämförelsen skulle bli missvisande om hela 0-4 centimetersskiktet analyserades. Analysmaterialet placerades i plastburkar och skickades sedan till Analytica AB i Luleå för analys.

Bottenfaunaprovtagningen i Nerån och Funboån utfördes med den s.k. sparkmetoden, enligt föreskrifter i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (2000). En handhåv trycktes mot botten, vinkelrätt mot strömmen och fördes framåt i takt med att provtagaren förflyttade sig, mot strömriktningen, i vattendraget. Uppvirvlat bottenmaterial fångades in i håven. Eventuella stenar och kvistar sköljdes av och det finare materialet sållades (sållets maskstorlek: 0,5 mm) och hällades i provburkar. Provtagningsytan motsvarade håvens bredd (25 cm) samt den sträcka som provtagaren förflyttade sig (1 meter). Tiden för provtagningen var en minut. Vid varje provlokal togs 5 prover. Provtagningen i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Trehörningen utfördes med en Willnerhämtare, se ovan. Tio sedimentproppar togs vid varje provlokal och de översta 4 cm sållades genom ett 0,5 mm såll. Proverna slogs sedan ihop 2 och 2, vilket resulterade i att 5 provburkar kunde fyllas med analysmaterial. Innehållet i provburkarna konserverades med 95% etanol för senare analys. Vid provtagningsstillfället mättes även vattnets temperatur.

## Analys av proverna

Sedimentproverna skickades till Analytica AB i Luleå. Där analyserades proverna med avseende på innehåll av metallerna; arsenik, barium, beryllium, kadmium, kobolt, krom, koppar, järn, kvicksilver, litium, mangan, molybden, nickel, bly, strontium, vanadin, wolfram och zink. Även provets torrsbstans (TS), dvs. den mängd av provet som återstår efter torkning vid 105°C, samt glödgningsrest (GR), dvs. den viktandel av provet som blir kvar/avgår då provet glödgas vid 550°C i 2 h efter att först ha torkats i 105°C, mättes. Lokalerna indelades därefter i klasserna 1-5, beroende på graden av metallförorening. Indelningen är baserad på Naturvårdsverkets klassificering av metallerna As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn, enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (1999). Övriga metallhalter jämfördes med referensvärden. De uppmätta metallhalterna jämfördes även med motsvarande värden från SGU:s undersökning (Qvarfort m fl, 1997). Detta för att se om halterna ökat respektive minskat.

Bottenfaunaproverna analyserades på lab på institutionen för miljöanalys, SLU. Provmaterialet sköljdes i ett 0,3 mm såll, för att få bort kvarvarande ler- och/eller dympartiklar. Sällresterna analyserades under lupp (8 ggrs förstoring). I de fall där sorteringen beräknades överstiga 2 timmar per prov, subsamlades provet. Sällresterna fördelades då jämt i en vanna, varpå det delades upp i lika stora delar (4, 6, 8 st). Därefter analyserades så många delar som möjligt under 2 timmar. Det material som

återstod i vannan kontrollerades sedan snabbt under stark belysning och de ”nya taxa” som upptäcktes, plockades ut. Därefter följde artbestämning, räkning av antalet individer av varje art samt beräkning av index; ASPT, Shannons diversitetsindex, DSFI, O/C-kvot, EPT(T) samt EPT(N) (Naturvårdsverket, 1999). Utifrån förekommande taxa och antalet individer av dessa, bedömdes föroreningsstatus samt behovet av miljövårdsåtgärder vid de olika lokalerna. Resultaten jämfördes även med antalet taxa, individer och uträknade index från 1996 års inventering i Nerån.

## Nedbrytningsförsök

Totalt 112 nätpåsar (15\*15 cm) tillverkades för försöket. Hälften av dessa hade maskstorleken 5 mm, medan den andra hälften hade maskstorleken 0,3 mm. Löv från klibbal (*Alnus glutinosa* (L.)) samlades in, under lövfällningsperioden, och lufttorkades under ca 5 dygn. ”Fula” löv (de med svampangrepp, hål o dyl.) sorterades bort, medan 4 ( $\pm 0,04$ ) gram ”fina” löv placerades i varje nätpåse. Påsarna, som tidigare märkts, syddes alt. tejpades ihop och en ögla fästes i varje påse. Påsarna/löven fuktades igen före uttransporten till lokalerna för att undvika materialförluster.

I fält knöts 12 påsar fast (6 av varje maskstorlek) vid en ca 3 meter lång lina. Linan fästes vid en metallpinne i varje ände, vilken var nedstucken i botten, och lades sedan på botten av vattendraget. För att få påsarna att ligga kvar på botten placerades stenar ut på lämpliga ställen, mestadels på linan och ibland delvis på påsarna.

Hälften av påsarna togs upp efter 3 veckor (3 av varje maskstorlek/lokal) medan de resterande påsarna fick ligga kvar och togs upp under försökets vecka nummer 6. Påsarna togs med tillbaka till lab där innehållet analyserades. Bottenfaunan i de stormaskiga påsarna plockades ur under stark belysning, artbestämdes och räknades. I samtliga påsar borstades löven av försiktigt för att få bort ”beläggningar”, varpå de placerades i burkar. Löven frystorkades sedan och nedbrytningshastigheten kunde beräknas. Den naturliga logaritmen ( $\ln$ ) av den återstående lövmassan i % (y-axel) plottades mot antalet försöksdagar (x-axel), där lövmassan, var korrigerad för hanterings-, läckage- och frystorkningsförlust och satt som 100% vid försökets start. Den negativa lutningen, k-värdet, gav ett värde på nedbrytnings-hastigheten (Lamberti m fl, 1996). Därefter kunde jämförelser göras mellan de olika lokalerna, m a p nedbrytningshastighet, metallhalt och förekomst av bottenfauna.

Vattnets temperatur mättes vid försökets start, samt vid hämtningen av påsarna vid vecka 3 och 6.

Sexton referenspåsar användes för mätning av hanterings-, läckage- samt frystorkningsförlust. De påsar (6 st, 3 av varje maskstorlek) som skulle mäta hanteringsförlusten tillverkades på samma sätt som de övriga, togs med ut i fält, doppades ner i vattnet och fördes tillbaka till lab. För att mäta läckageförlusten användes 4 påsar av den finmaskiga varianten. Dessa fick ligga under rinnande vatten, i en vanna under 24 h. Samtliga referensprover frystorkades för att nedbrytningshastigheten sedan skulle kunna beräknas. Frystorkningsförlusten mättes genom att innehållet i 6 påsar frystorkades och vägdes precis som de övriga referenspåsarna. Utifrån resultaten kunde slutsatser om hur nedbrytningshastigheten korrelerar med metallgradienten i vattendraget/dammarna dras.

## Statistiska analyser

För att analysera samband mellan metaller och bottenfauna (artsammansättning, individ- och artantal) utfördes korrelationstester i statistikprogrammet MINITAB. Samma typ av tester utfördes för metaller samt metaller och glödningsförlust. Principalkomponentsanalys (PCA) utfördes också för att se samband mellan lokalerna och deras respektive metallhalter samt förekomst av bottenfauna. Under dessa analyser separerades dammarna från åarna. För att se vilka miljövariabler som bäst förklarade (var korrelerade) med bottenfaunasammansättningen användes framåtselektion i Redundancy analysis, RDA (Rao 1964 & van der Wollenberg 1977), i programmet CANOCO (ter Braak C.J.F. & Similauer P. 2002) för Windows version 4. För att analysera förekomsten och variationen av bottenfauna i lövpåsarna, under nedbrytningsförsökets sex veckor, utfördes korrespondensanalys, CA (Hill 1974).

## Resultat

### Metallanalyser - sediment

#### *Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen*

Analyserna av sedimenten i Herrgårdsdammen och Sågdammen visar på måttliga till mycket höga halter av metallerna Cr, Cu, Hg och Ni vid samtliga provpunkter (klass 3-5). Denna bedömning görs utifrån Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (1999). Vid jämförelser med jämförvärden för naturliga, ursprungliga halter i olika typer av svenska vatten, opåverkade av lokala utsläpp och förorening, indikerar beräkningarna på att avvikelserna för ovanstående metaller är tydliga till mycket stora (klass 3-5). Detta visar på att dammarna i Österbybruk är förorenade av lokala eller mer diffusa källor (Naturvårdsverket, 1999).

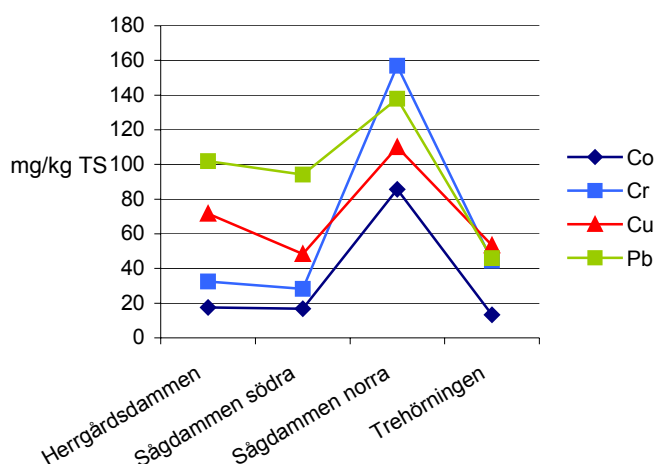
I samtliga fall återfanns de högsta halterna i Sågdammens norra del (figur 2). Vid denna provpunkt uppmättes, förutom ovanstående metaller, även höga värden av As, Ba, Cd, Co, Mn, Mo, Pb, Zn och W. Bedömningen görs, i detta fall, utifrån jämförelser med referensvärden från de opåverkade uppländska sjöarna Trehörningen, Siggeforasjön samt Edasjön. Alla ovanstående nämnda metaller uppmättes, i norra Sågdammen, i halter minst 3 ggr så höga som halten i Trehörningen. Särskilt anmärkningsvärd är halten av Hg, som visade sig vara 19,3 mg/kg TS vid denna provpunkt. Detta motsvarar klass 5, enligt Naturvårdsverkets indelning, där gränsen för denna klass går redan vid 5 mg/kg. Halten är även 121 ggr högre än den mängd som uppmättes i referensdammen Trehörningen (tabell 2).

Torrsubstansen, vilken visar ett direkt samband med vattenhalten, var generellt låg vid samtliga lokaler i dammarna, 5,8-10,3%. Innehållet av organiskt material i sedimenten var högst i Herrgårdsdammen.

Tabell 2. TS, GR och metallhalter, uppmätta i Herrgårdsdammen, Sågdammen samt Trehörningen, 2003.

	Herrgårdsdammen	Sågdammen södra	Sågdammen norra	Trehörningen
TS %	5,8	10,3	8,4	5,2
GR % av TS	49,8	59,6	60,7	68,9
As*	7,13	11,6	17,1	4,53
Ba*	110	143	472	112
Cd*	1,45	1,03	2,88	0,78
<b>Co*</b>	17,5	16,8	<b>85,6</b>	13,3
Cr*	32,5	28,3	157	44,5
Cu*	71,6	48,3	110	53,4
<b>Hg*</b>	0,431	0,393	<b>19,3</b>	0,159
Mn*	1940	1860	3580	911
<b>Mo*</b>	5,41	9,01	<b>38,2</b>	1,81
Pb*	102	94,1	138	45,9
Zn*	451	475	993	226
<b>W*</b>	16,3	23,6	<b>86,1</b>	5

\*angivet i mg/kg TS, fet stil anger uppmätt halt minst 6 ggr högre än referensvärdet i Trehörningen.



Figur 2. Halter av Co, Cr, Cu och Pb, angivna i mg/kg TS, i Herrgårdsdammen, Sågdammen samt Trehörningen, 2003.

### Tidsperspektiv – metaller i sedimenten - Sågdammen

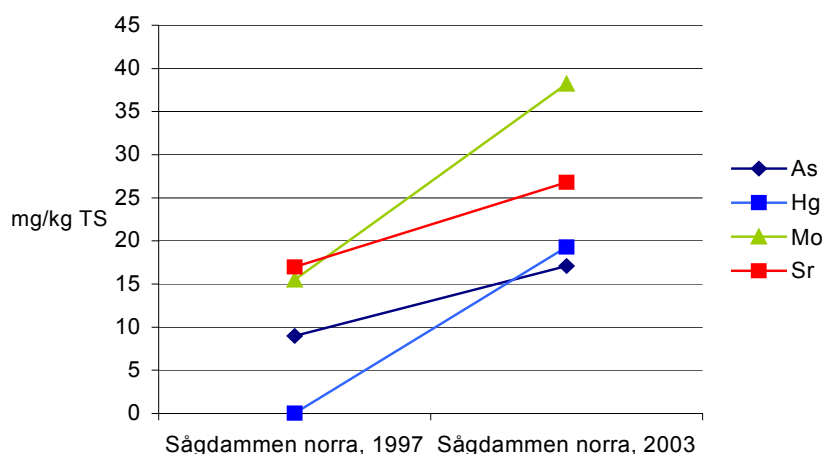
I jämförelse med de analyser som gjordes i Sågdammen 1997, då dock endast 0-2 centimeterskiktet analyserades vid den södra provpunkten, kan man dra slutsatsen att halterna av Ba och Hg ökat allra mest i Sågdammens södra del (ökning med 4 respektive 10 ggr). Även halterna av As och Sr har ökat något, dock inte i samma utsträckning som Ba och Hg. Övriga metaller har minskat i halt vid denna provpunkt. I Sågdammens norra del har halterna ökat i större utsträckning än i södra dammen (figur 3). De metaller som ökat allra mest är Ba, Cd och Hg, men även As, Co, Mo, Sr har ökat i halt. Halterna av V och Zn ligger kvar på ungefär samma nivå som tidigare, medan övriga metaller minskat i halt. Anmärkningsvärd är även här halten av Hg som ökat 965 ggr, från 0,02 till 19,3 mg/kg TS (tabell 3). Vad det gäller halterna av metallerna Be, Fe, Li, Mn och W kan ingen jämförelse göras, då dessa metaller inte analyserades vid undersökningen 1997.

Vissa variationer kan förväntas eftersom sedimentproverna vid undersökningen 1997 respektive 2003 inte tagits på exakt samma ställe. De stora skillnaderna som noterats särskilt för metallerna Hg och Ba indikerar dock att en förändring av föroreningsituationen uppstått. Störst är förändringen i norra Sågdammen.

Tabell 3. Haltförändringar i södra och norra Sågdammen, 1997 och 2003.

	Sågdammen södra, 1997	Sågdammen södra, 2003	Sågdammen norra, 1997	Sågdammen norra, 2003
As*	8	11,6	9	17,1
Ba*	36	143	45	472
Cd*	1,2	1,03	0,6	2,88
Cr*	34	28,3	200	157
Co*	67	16,8	37,5	85,6
Cu*	65	48,3	141,5	110
Hg*	0,04	0,393	0,02	19,3
Mo*	19	9,01	15,5	38,2
Ni*	128	15	160,5	64,5
Pb*	139	94,1	211,5	138
Sr*	13	19,7	17	26,8
V*	88	30,8	67	70,3
Zn*	610	475	930	993

\* angivet i mg/kg TS



Figur 3. Haltförändring av As, Hg, Mo och Sr i norra Sågdammen, 1997 och 2003.

### Nerån & Funboån

Metallhalterna i Nerån är generellt högre än halterna i Herrgårdsdammen och Sågdammen (tabell 4). Särskilt höga är halterna av Cr, Cu och Ni, vilka, placeras i Naturvårdsverkets klass 4 och 5, vid samtliga provpunkter. Detta indikerar starka till mycket starka effekter av störning på ekosystemet samt att faunan domineras av ett fåtal toleranta arter. Vid jämförelser med jämförvärden hamnar, förutom Cr, Cu och Ni, även As i Naturvårdsverkets klass 3-5. Detta visar på att Nerån är förorenade av lokala eller mer diffusa källor (Naturvårdsverket, 1999). I jämförelse med referensvärdena från Funboån är även halterna av As, Co, Fe, Mo, V och W höga, minst 3 ggr högre i Nerån (beräknat utifrån medelvärdet av halterna, vid de tre lokalerna i Nerån). Högst är halten av Mo som är 173 ggr högre i Nerån än i Funboån (figur 4). I samtliga fall, med

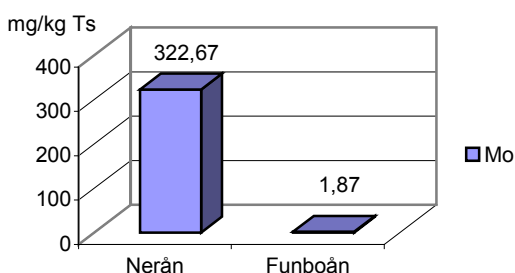
undantag från halten av Mn, är halterna lägst vid Nerån 2. I övrigt tenderar halterna att vara höga vid Nerån 1 i söder, sjunka vid Nerån 2, för att sedan vidare öka drastiskt vid Nerån 3 i norr (figur 5).

Vattenhalten i sedimenten i Nerån ligger mellan 44,8 och 74,2 % och är därmed generellt lägre än motsvarande halt i dammarna. Den högsta vattenhalten återfanns i sedimentet från provpunkten vid Nerån 3. Även inslaget av organiskt material var högst i Nerån 3.

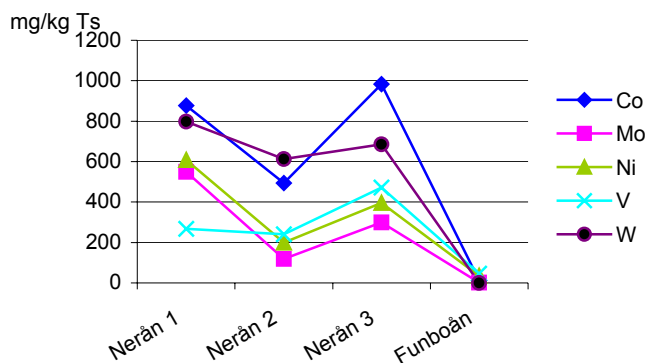
Tabell 4. TS, GR och höga metallhalter uppmätta i Nerån 1-3 samt Funboån, 2003.

	Nerån 1	Nerån 2	Nerån 3	Funboån
TS %	51,6	55,2	25,8	22,6
GR % av TS	92,8	94,2	64,6	91,2
As*	47,5	31,8	24,2	4,29
Co*	877	494	983	16,5
Cr*	1830	370	915	46,5
Cu*	1460	125	170	30,1
Fe*	400000	117000	63400	35300
Mo*	549	119	300	1,87
Ni*	608	200	396	33
V*	267	241	472	57
W*	798	612	686	125

\*angivet i mg/kg TS, fet stil anger uppmätt halt minst 12 ggr högre än referensvärdet i Funboån (beräknat på medelvärde av halterna i Nerån 1, 2 och 3).



Figur 4. Halt av Molybden i Nerån, beräknat på medelvärde från samtliga lokaler, och Funboån, 2003.



Figur 5. Halter av metallerna Co, Mo, Ni, V och W i Nerån 1-3 samt Funboån, 2003.

### Tidsperspektiv – metaller i sedimenten, Nerån

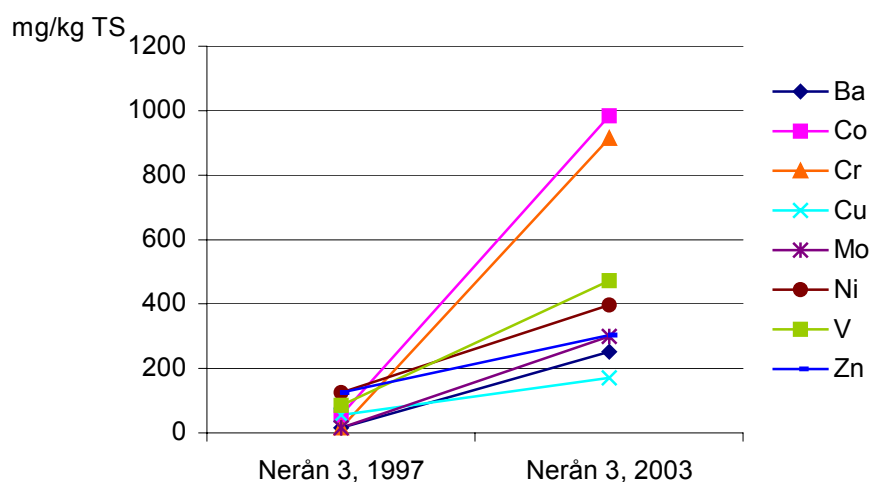
I jämförelse med analyserna från 1997 har de flesta metaller, särskilt Cr, Co och Mo, ökat i Nerån (tabell 5). Vid Nerån 1, där dock endast 0-2 centimetersskiktet analyserades 1997, är det t ex bara Cd, Pb, Sr och Zn som minskat, i övrigt har samtliga metaller ökat, bland annat har Cr ökat med hela 458 ggr. Vid Nerån 2 har Ni samt de redan nämnda metallerna minskat i halt, i övrigt har en ökning av samtliga metaller ägt rum. Även här har halten Cr ökat mest, nämligen med 74 ggr. I Nerån 3 har alla halter, utom Pb, ökat i koncentration (figur 6). Även i detta fall var det Cr som stod för den största ökningen, från 15 till 915 mg/kg TS. Vid denna provpunkt är även halten av Hg anmärkningsvärd, då den ökat med 48 ggr från 0,01 till 0,479 mg/kg TS.

Vissa variationer kan förväntas eftersom sedimentproverna vid undersökningen 1997 respektive 2003 inte tagits på exakt samma ställe, men de stora skillnaderna som noterats för Cr, Co och Mo indikerar ändå att en markant förändring av föroreningsituationen uppstått.

Tabell 5. Halter i Nerån, 1997 och 2003.

	Nerån 1, 1997	Nerån 1, 2003	Nerån 2, 1997	Nerån 2, 2003	Nerån 3, 1997	Nerån 3, 2003
As*	7	47,5	6	31,8	6	24,2
Ba*	25	131	35	161	15	251
Cd*	1	0,39	5	0,602	0,8	0,9
Co*	11	877	11	494	56	983
Cr*	4	1830	5	370	15	915
Cu*	250	1460	128	125	55	170
Hg*	0,02	<0,1	0,03	<0,1	0,01	0,479
Mn*	1850	4020	2166	5020	1566	2210
Mo*	12	549	15	119	16	300
Ni*	250	608	310	200	124	396
Pb*	235	51,7	325	30	125	66,5
Sr*	17	12	14	11,9	10	18
V*	121	267	250	241	85	472
Zn*	555	357	345	246	125	303

\* angivet i mg/kg TS

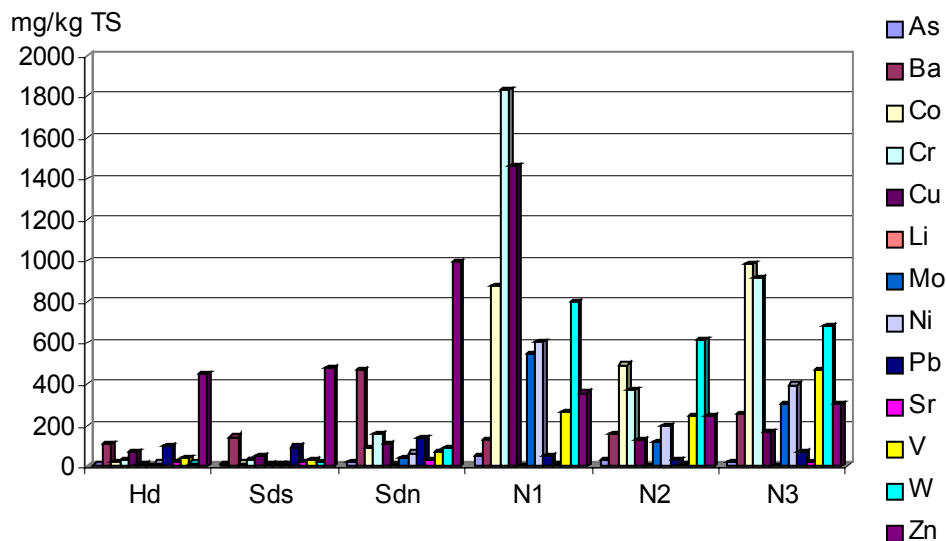


Figur 6. Haltförändring av Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, V och Zn i Nerån 3, 1997 och 2003.



### Metallhalter hela provtagningssträckan, Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån

Metallhalterna i sedimenten varierar något utmed hela provtagningssträckan, från Herrgårdsdammen uppströms industriområdet till den nordligaste provpunkten i Nerån, strax innan utloppet till Filmsjön. Över lag tenderar de uppmätta metallhalterna att vara högre i Nerån än i Herrgårdsdammen och Sågdammens båda provpunkter (figur 7).



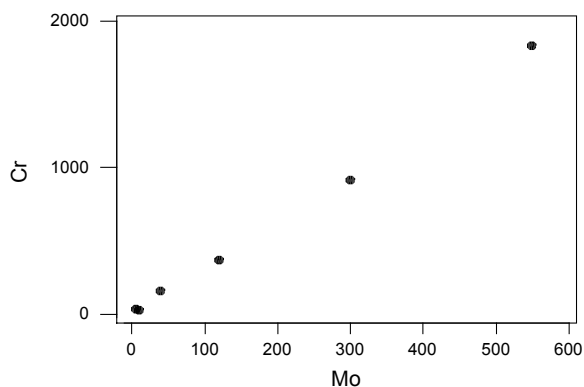
Figur 7. Metallhalt av några uppmätta metaller, Österbybruk, 2003.

### Statistiska samband - sediment

Vid de statistiska analyser som gjorts återfanns korrelationer mellan ett stort antal metaller, dvs vid höga halter av en metall återfanns även höga halter av en annan metall (tabell 6). De metaller som uppvisar det starkaste sambandet är Cr och Mo (figur 8).

Tabell 6. Korrelation mellan metaller vid samtliga lokaler, Österbybruk, 2003.

Metaller	korrelation	p-värde
Cr - Mo	0,999	0,000
Mo - Ni	0,992	0,000
Cu - Fe	0,987	0,000
Pb - Li	0,975	0,001
Co - W	0,956	0,003
Zn - Cd	0,95	0,004
Cu - Cr	0,914	0,011

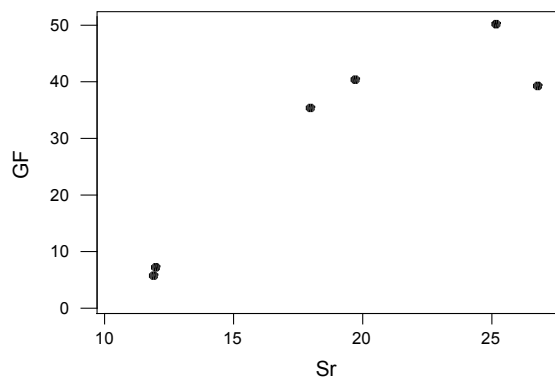


Figur 8. Korrelation mellan metallerna Cr och Mo vid samtliga lokaler, Österbybruk, 2003.  
 $r^2$ -värde: 0,999, p-värde: 0,000.

Även samband mellan glödningsförlusten, GF och ett fåtal metaller kan påvisas (tabell 7), t ex är korrelationen mellan Sr och GF (figur 9), samt Pb och GF positiv. Detta indikerar att dessa metaller återfinns i höga koncentrationer då innehållet av organiskt material är högt. Metallerna As och Mn däremot visar på motsatt samband.

Tabell 7. Korrelation mellan metaller och GF vid samtliga lokaler i Österbybruk, 2003.

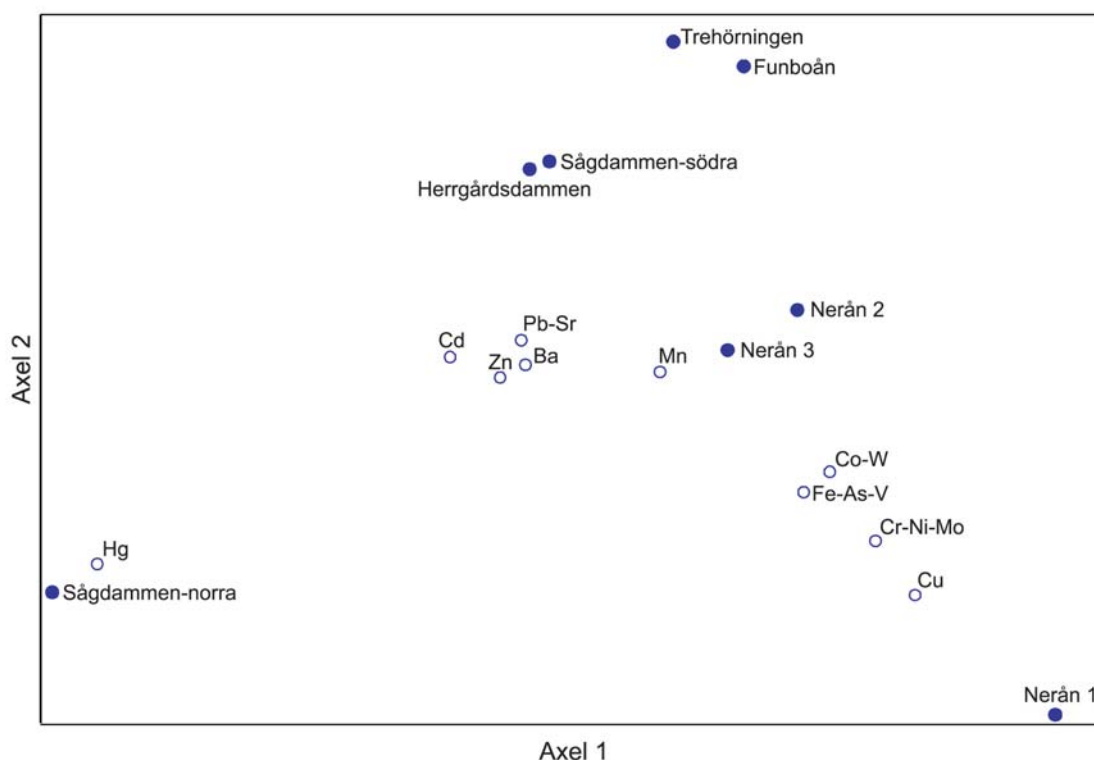
Metall – GF	korrelation	p-värde
Pb – GF	0,806	0,053
Sr – GF	0,901	0,014
As – GF	-0,913	0,011
Mn – GF	-0,860	0,028



Figur 9. Korrelation mellan GF och halten Sr, Herrgårdsdammen – Nerån 3, 2003.

Vid den principalkomponentsanalys (PCA) som gjorts kan samband mellan de olika lokalerna och deras respektive metallhalter åskådliggöras. Den första PCA-axeln förklaras av variationen av mängden kvicksilver, vid de olika lokalerna medan den andra axeln förklaras av en metallgradient bestående av övriga uppmätta metaller. Axel 1 förklarar 48,1% av variationen och axel 2 förklarar 34,6%, tillsammans förklarar de 82,7% av variationen (figur 10).

I diagrammet kan man bland annat utläsa att lokalerna i Nerån har liknande halter av metallerna As, V, Fe, W, Co, Ni, Mo, Cr, Cu. Provpunkten Nerån 1 avviker dock från de övriga i Nerån och enligt resultaten av analyserna framgår att detta bland annat beror på de höga halterna av Cr, Cu, Fe och Ni som uppmätts vid Nerån 1. Vid provpunkterna Nerån 2 och Nerån 3 återfanns dock dessa metaller i avsevärt lägre halter. Lokalerna i Herrgårdsdammen och södra Sågdammen liknar också varandra något. Bland annat återfanns metallerna Ba, Cd, Mn, Pb, Cr och Zn i höga halter vid dessa provpunkter. Om man i stället tittar på kvicksilvergradienten, kan man se att provpunkten i norra Sågdammen skiljer sig markant från de övriga lokalerna. Detta genom att halten kvicksilver är betydligt högre än vid de övriga lokalerna. Ur diagrammet kan även utläsas att referenserna Funboån (Ref-å) och Trehörningen (Ref-d) skiljer sig avsevärt från provpunkterna i Österbybruk.

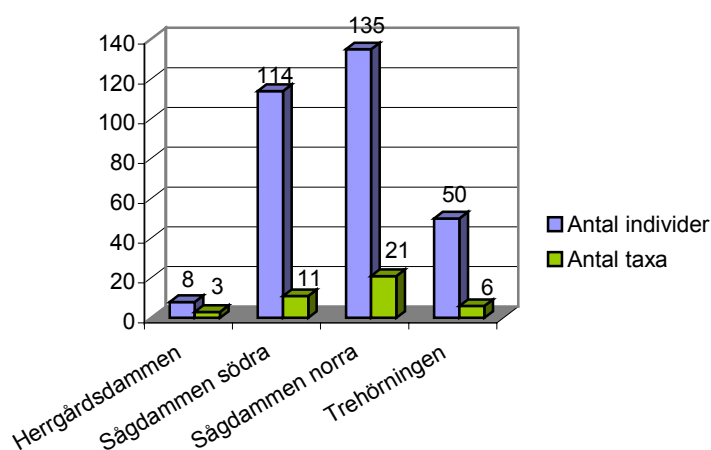


Figur 10. Principalkomponentsanalys av metallhalter för lokalerna Hd, Sds, Sdn, N1, N2, N3, Ref-å & Ref-d, 2003.

## Inventering av bottenfauna

### *Herrgårdsdammen Sågdammen & Trehörningen*

Inventeringen i dammarna visar på att antalet individer och taxa ökar längs gradienten från söder till norr (figur 11). Detta betyder att antalet är lägst i Herrgårdsdammen för att vara högst i norra delen av Sågdammen. De dominerande taxa i dammarna är Oligochaeta och Chironomidae. I Sågdammens norra del är även individer av klassen Gastropoda väl representerade. Övriga taxa som återfanns i Sågdammen tillhör framförallt Bivalvia (södra och norra Sågdammen), Ephemeroptera samt Crustacea (norra Sågdammen). I Trehörningen förekommer individer av Oligochaeta och Chironomidae och både vad det gäller antalet individer och taxa placerar sig Trehörningen mellan Herrgårdsdammen och Sågdammen.



Figur 11. Totala antalet individer respektive taxa i Herrgårdsdammen, Sågdammen samt Trehörningen, 2003.

### *Funktionella grupper – dammarna*

De funktionella grupper som förekommer i Herrgårdsdammen och södra Sågdammen är främst detrivorer (Oligochaeta, ca 73 %), predatorer (*Procladius sp.*, *Chaoborus flavicans*, ca 13 %) eller samlare (*Cladopelma*, ca 7 %). I norra delen av Sågdammen återfanns däremot representanter från fler grupper, bland annat skrapare (Gastropoda, 14 %), filtrerare (Bivalvia, 5 %), sönderdelare (*Asellus aquaticus*, 4 %) samt predatorer från familjen Chironomidae (*Procladius sp.*, ca 6 %). Andelen detrivorer i form av Oligochaeta (53 %) var dock störst även vid denna lokal. Vid jämförelsen med de funktionella grupperna i Trehörningen kan man se att faunan i referenssjön främst liknar den i Herrgårdsdammen och södra delen av Sågdammen. Det är således främst arter av Oligochaeta och Chironomidae (*Chironomus plumosus*-typ och *Procladius sp.*) som finns representerade och de funktionella grupperna i Trehörningen kan därmed sägas domineras av detrivorer, predatorer och samlare.

## Index – dammarna

Beräkningen av Shannons diversitetsindex placerar Herrgårdsdammen och södra delen av Sågdammen i klass 4, enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljökvalitet (1999). Detta indikerar att faunan domineras av endast ett fåtal arter, vilket tyder på starka effekter av störning i ekosystemet samt att bottenfaunan visar stora avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden. I norra delen av Sågdammen placeras Shannons diversitetsindex i klass 2, vilket indikerar måttliga effekter av störning. Bottenfaunan avviker således, vid denna provpunkt, enbart något från den som förekommer under ostörda förhållanden.

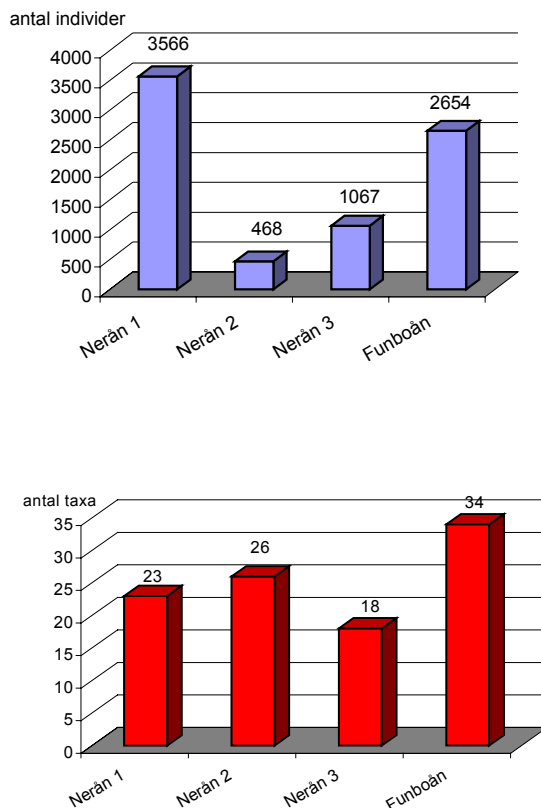
Beräkningar av förhållandet mellan antalet individer av Oligochaeta och sedimentlevande Chironomidae kan säga något om syrgasförhållandena vid lokalerna (Naturvårdsverket, 1999). Vid Herrgårdsdammen och Sågdammens båda provpunkter hamnar O/C-kvoten i klass 5, vilket antyder att syrgasförhållandena är dåliga samt att endast ett fåtal toleranta arter förekommer vid lokalerna. Värdet på O/C-kvoten i Trehörningen placeras i klass 4, vilket indikerar bättre syrgasförhållanden än i dammarna i Österbybruk (tabell 8).

Tabell 8. Bottenfaunaindex, dammarna Österbybruk samt Trehörningen, 2003.

	Shannon	Shannon klass	O/C	O/C klass
Herrgårdsdammen	1,299	4	50	5
Sågdammen södra	1,345	4	88	5
Sågdammen norra	2,761	2	88,9	5
Trehörningen	2,047	3	9,1	4

## Nerån & Funboån

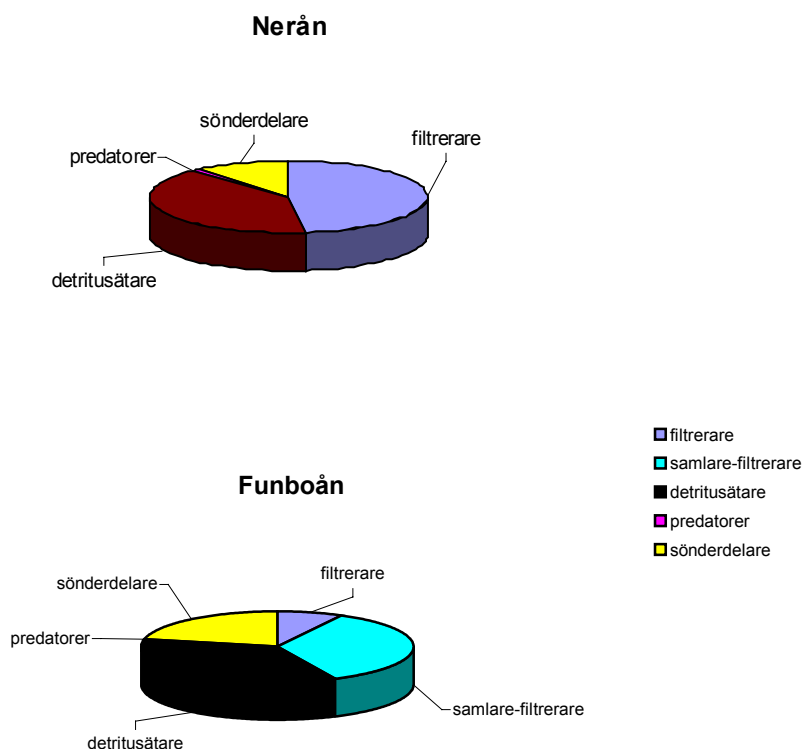
Inventeringen i Nerån visar på att individantalet är störst vid provlokalen Nerån 1 och lägst vid Nerån 2. Antalet taxa är ungefär detsamma vid alla lokalerna, men störst i Nerån 2 (figur 12). Vid samtliga lokaler dominerar de föroreningståliga taxa *Pisidium sp.*, Chironomidae och Oligochaeta. Jämfört med referensvattendraget Funboån är antalet taxa lägre i Nerån. Vid Nerån 1 finns en stark överrepresentation av *Pisidium sp.* (50% av alla djur). I övrigt förekommer andra föroreningståliga arter såsom *Asellus aquaticus* (L.) (10%). Av de mer föroreningskänsliga taxa hittades 45 stycken Trichoptera, varav majoriteten tillhörde arten *Hydropsyche angustipennis* (Curtis). I Nerån 2 återfanns arter av både Ephemeroptera, mestadels *Leptophlebia sp.* samt Trichoptera, mestadels *Limnephilidae*. Även vid Nerån 3 hittades dessa föroreningskänsliga arter, dock i något färre antal än vid Nerån 2. I Funboån visar resultaten på relativt många individer samt en större variation av taxa än i Nerån (jfr 34 stycken i Funboån med 18-26 stycken i Nerån).



Figur 12. Antalet individer respektive taxa vid provpunkterna Nerån 1-3 samt Funboån, 2003.

### *Funktionella grupper – Nerån & Funboån*

De dominerande funktionella grupperna utgörs, vid samtliga lokaler i Nerån, av filtrerare (*Pisidium sp.*) och detrivorer (Oligochaeta och Chironomidae). Andelen av de olika grupperna skiljer sig något åt mellan de olika lokalerna, t ex återfinns flest antal filtrerare (*Pisidium sp.*) vid Nerån 1 och 2. Vid Nerån 3 är det däremot detrivorer (Chironomidae) som återfinns i störst antal, men inslaget av filtrerare (*Pisidium sp.*) är stort även här. Individer av detrivorer (Oligochaeta) förekommer vid samtliga lokaler, men andelen är störst vid provpunkten Nerån 1. Antalet sönderdelare (t ex *Asellus aquaticus*) är också störst vid Nerån 1 och minst vid Nerån 2. Vid jämförelsen med de förekommande funktionella grupperna i Funboån, ser man t ex att Nerån har en överrepresentation av detrivorer (Oligochaeta) och filtrerare (*Pisidium sp.*). Dessa taxa förekommer inte alls i samma utsträckning i referensvattendraget där det i stället är detrivorer i form av Chironomidae samt samlare/filtrerare av t ex Simuliidae och *Hydropsyche angustipennis* som dominerar. I Nerån saknas även inslaget av sönderdelare, vilka däremot förekommer i Funboån i relativt stor omfattning (figur 13).



Figur 13. Dominerande funktionella grupper, Nerån och Funboån, 2003.

### *Index – Nerån & Funboån*

Beräkningen av Shannons diversitetsindex visar, i Neråns samtliga fall, på tydliga effekter av störning, klass 3 (tabell 9). Detta innebär en avsevärd påverkan på organismsamhällena och deras miljö. Faunan avviker därmed måttligt från den som normalt förekommer under ostörda förhållanden. "Renvattenindexet" ASPT hamnar i samtliga fall i Naturvårdsverkets klass 4, vilket också tyder på starka effekter av störning. Resultaten från beräkning av DSFI visar på låga till mycket låga indexvärden, klass 4-5, vilket tyder på att de förekommande arterna är tåliga mot föroreningar (Naturvårdsverket, 1999).

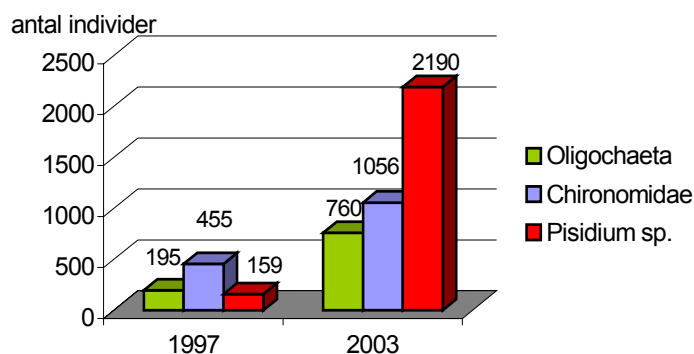
De beräknade indexen från inventeringen i referensvattendraget, visar på något bättre förhållanden i Funboån än i Nerån (tabell 9). Värdet på ASPT är t ex något lägre än medelvärdet för lokalerna i Nerån (4,7 jämfört med 5,0). Detta visar att det i Nerån lever fler toleranta arter än vad det gör i Funboån. Värdet på EPT(T) är 12 jämfört med Neråns medelvärde som ligger på 6. Detta bekräftar att antalet taxa av Ephemeroptera, Trichoptera och Plecoptera är fler till antalet i referensvattendraget än i Nerån. Även antalet individer EPT(N) av ovanstående ordningar är mycket högre i Funboån än medelvärdet i Nerån (jfr 69,2 respektive 7,7). (Naturvårdsverket, 1999)

Tabell 9. Bottenfaunaindex, Nerån 1, 2 och 3 samt Funboån, 2003.

	Shannon	Shannon klass	ASPT	ASPT klass	DSFI	DSFI klass	EPT (T)	EPT (N)
Nerån 1	2,261	3	5	4	4	4	7	9
Nerån 2	2,812	3	5,1	4	3	5	6	6,4
Nerån 3	2,578	3	5	4	4	4	5	7,8
Funboån	2,764	3	4,7	4	4	4	12	69,2

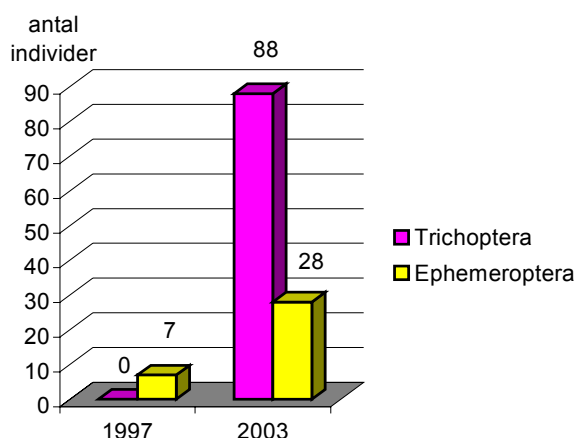
### Tidsperspektiv – bottenfauna, Nerån

I jämförelse med den bottenfaunainventering som gjordes i Nerån 1997, kan man dra slutsatsen att såväl antalet individer som antalet taxa var fler, vid 2003 års inventering. Vid Nerån 1 återfanns t ex 482 individer år 1997 medan man vid 2003 års inventering fann 3566 individer. Antalet funna taxa var också högre år 2003, då t ex 23 stycken taxa återfanns vid Nerån 1 jämfört med endast 11 stycken 1997. Fördelningen av antalet individer och taxa mellan provpunkterna är likadan idag som 1997. Individantalet var/är t ex högst i Nerån 1 och lägst vid Nerån 2. De dominerande taxa är också samma som 1997, nämligen *Pisidium sp.*, Oligochaeta och Chironomidae (figur 14). Fördelningen av antalet individer är dock inte samma som 1997, t ex var det totala antalet Chironomidae högst vid 1997 års inventering, medan *Pisidium sp.* dominerar vid 2003 års inventering (figur 14). Vid inventeringen 1997 återfanns en stor andel Oligochaeta och *Pisidium sp.* vid provpunkten vid Nerån 1 i jämförelse med antalet vid de andra provpunkterna. Så var även fallet vid 2003 års inventering. Av de mer föroreningskänsliga arterna av Trichoptera och Ephemeroptera återfanns fler individer vid 2003 års inventering än vid 1997 års inventering (figur 15). Jämförelsen av beräknade index antyder att förhållandena är något bättre idag, bland annat har värdet på ASPT-indexet ändrats från klass 5 till 4.



Figur 14. Totala antalet dominerande taxa i Nerån, 1997 och 2003.



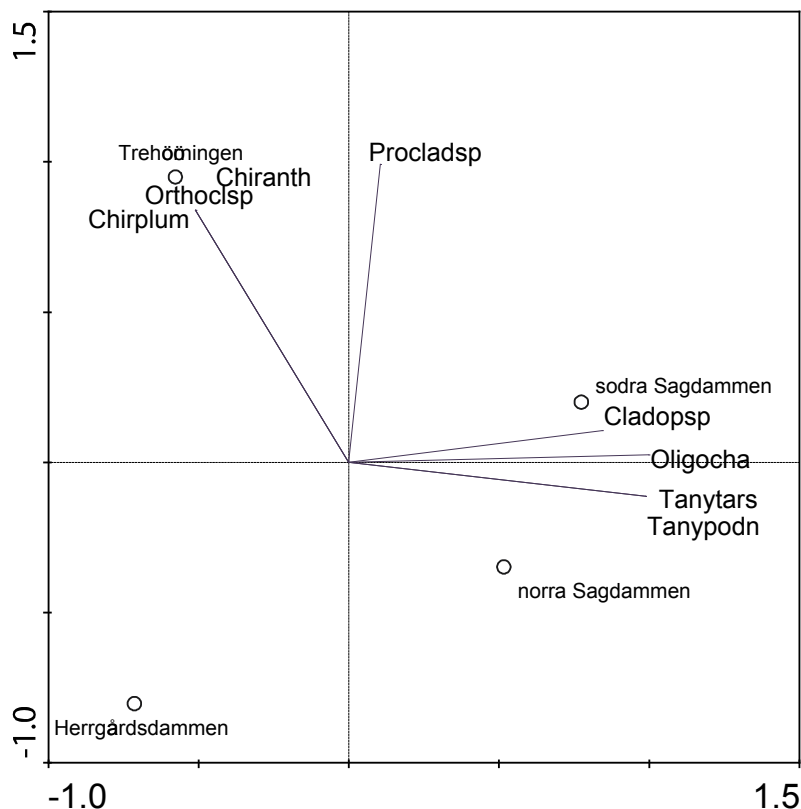


Figur 15. Totala antalet individer av Trichoptera och Ephemeroptera i Nerån, 1997 och 2003.

#### *Statistiska samband – bottenfauna*

Vid de korelationsanalyser som gjorts återfanns inga tydliga korrelationer mellan de förekommande metallerna och antalet taxa/individer. De verkar således inte vara någon specifik metall som påverkar antalet taxa och/eller antalet individer.

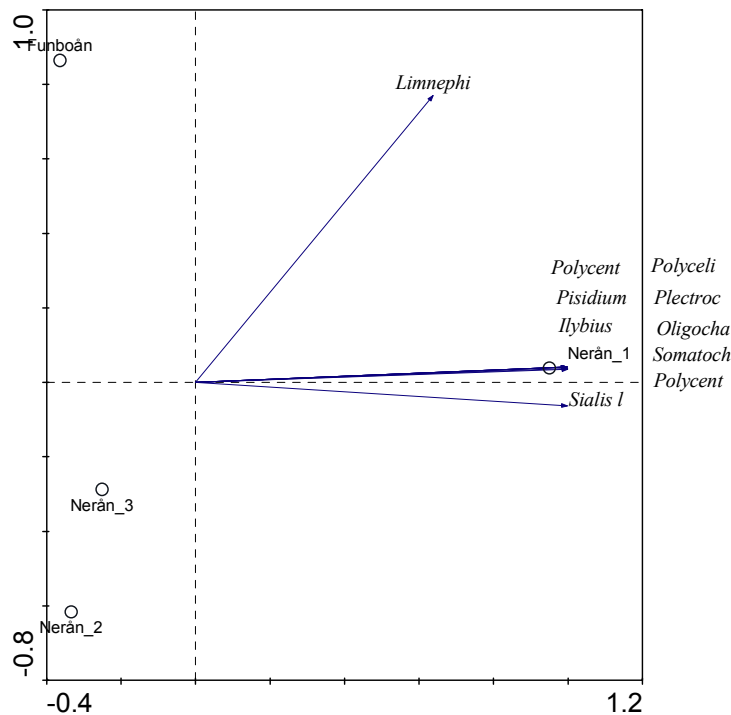
Totalt återfanns 27 taxa vid de fyra lokaler som provtogs för profundalbottenfauna. Eftersom gradientlängden var kort användes principalkomponentanalys (PCA) istället för korrespondensanalys (CA). Med PCA förklarade första axeln 93,1 % av variationen i datasetet, medan den andra axeln förklarade 4 %. Med CA förklarade den första axeln 64,4 % och den andra axeln 20,3 %. Ett tydligt mönster i PCA var att Trehörningen och Herrgårdsdammen hade en liknande artsammansättning, medan de två proven från Sågdammen hade en annan sammansättning längs den första PCA axeln (figur 16). Längs den andra axeln, vilken endast förklarade 4 % av variationen, var Trehörningen och södra Sågdammen lika, medan norra Sågdammen och Herrgårdsdammen hade en liknande artsammansättning. De åtta taxa som bäst förklarade skillnaderna mellan de provtagna lokalerna var: *Cladopelma sp.*, Tanypodinae, Tanytarsini och Oligochaeta som i hög utsträckning fanns i lokalerna i Sågdammen, till skillnad från de två andra lokalerna. I Trehörningen fanns i högre grad de två *Chironomus* arterna (*plumosus* respektive *anthrasinus*), samt *Orthocladius sp.* *Procladius sp.* var också vanligare i Trehörningen och södra Sågdammen.



Figur 16. Principalkomponentanalys (PCA) av bottenfaunadata från profundalen i Herrgårdsdammen, Sägdammen och Trehörningen. Chirplum - *Chironomus plumosus*-typ, Orthoclsp - *Orthocladus* sp., Chiranth - *Chironomus anthracinus*-typ, Procladsp - *Procladius* sp., Cladosp - *Cladopelma* sp., Oligocha - Oligochaeta, Tanytars - *Tanytarsus* sp., Tanypodn - Tanypodinae övr.

För att se vilka miljövariabler som bäst förklarade (var korrelerade) med bottenfaunasammansättningen användes framåtselektion i Redundancy analysis (RDA) i programmet CANOCO för Windows version 4. Testet kördes med 999 permutationer, nedviktnig av sällsynta arter och inga transformationer. På grund av det låga antalet lokaler/prov i studien hittades inga signifikanta samband mellan miljövariablerna och bottenfaunasammansättningen på de fyra lokalerna. De variabler som i framåtselektionen trots detta förklarade mest av variationen i bottenfaunasammansättningen var As (62,3 %) och maxdjup (52,3 %).

Totalt återfanns 59 taxa vid de fyra lokaler som provtogs för litoralbottenfauna. Eftersom gradientlängden var kort användes principalkomponentanalys (PCA) istället för korrespondensanalys (CA). Med PCA förklarade första axeln 75,9 % av variationen i datasetet, medan den andra axeln förklarade 23,3 % (total variation 1,0). Med CA förklarade den första axeln 74,9 % och den andra axeln 14,9 %. För litoralbottenfaunan var det tydligt Nerån 1 som längs den första axeln skilde sig från de övriga tre provtagna lokalerna (figur 17). Längs den andra axeln skilde sig Funboån från de tre lokalerna i Nerån.



Figur 17. Principalkomponentanalys (PCA) av bottenfaunadata från litoralen i Nerån och Funboån. Limneph - Limnephilidae, Polycen - *Polycentropus flavomaculatus*, Polycen - *Polycentropus irroratus*, Pisidium - *Pisidium* sp., Ilybius - *Ilybius* sp., Sialis l - *Sialis lutaria*-grupp, Polyceli - *Polycelis* sp., Plectroc - *Plectrocnemia* sp., Oligocha - *Oligochaeta*, Somatoch - *Somatoclora metallica*.

I vattendragen fanns ett antal miljövariabler som hade ett statistiskt signifikant samband med bottenfaunasammansättningen ( $p < 0.05$ ). De variabler som var statistiskt signifikanta och kunde förklara mest av variationen (var korrelerade med) bottenfaunasammansättningen var: Cu (75,8 %), Cr (65,8 %) och Mo (62,7 %).

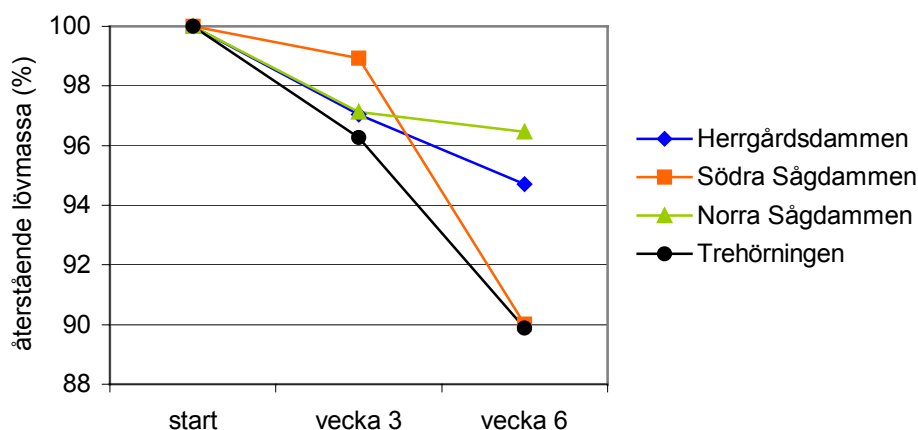
## Nedbrytningsförsök

### Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen

Resultaten från nedbrytningsförsöket i dammarna visar på variationer mellan lokalerna (tabell 10). Vid provpunkten i norra Sågdammen är den totala nedbrytningshastigheten allra lägst ( $k^d$  för  $t = 0-6$ :  $2,1 \cdot 10^{-5}$ ). Den lokal i Österbybruk som uppvisar snabbast nedbrytning under försökets sex veckor, är södra delen av Sågdammen ( $k^d$  för  $t = 0-6$ :  $5,9 \cdot 10^{-5}$ ). Nedbrytningen varierar något över tiden i samtliga fall. Vid Sågdammen södra samt Trehörningen har t ex den största andelen löv brutits ned mellan vecka 3 och 6. I Herrgårdsdammen och norra delen av Sågdammen har däremot den största mängden löv brutits ned mellan försökets start och vecka nummer 3 (figur 18).

Tabell 10. Nedbrytningshastighet/k-värde beräknat per dag i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Trehörningen, 2003.

$k^{-d}$	Herrgårdsdammen	Sågdammen södra	Sågdammen norra	Trehörningen
$k^{-d}$ för $t = 0-3$	$-6,7 \cdot 10^{-5}$	$-2,4 \cdot 10^{-5}$	$-6,7 \cdot 10^{-5}$	$-8,6 \cdot 10^{-5}$
$k^{-d}$ för $t = 3-6$	$-5,7 \cdot 10^{-5}$	$-21 \cdot 10^{-5}$	$-1,4 \cdot 10^{-5}$	$-16 \cdot 10^{-5}$
$k^{-d}$ för $t = 0-6$	$-3,1 \cdot 10^{-5}$	$-5,9 \cdot 10^{-5}$	$-2,1 \cdot 10^{-5}$	$-5,9 \cdot 10^{-5}$



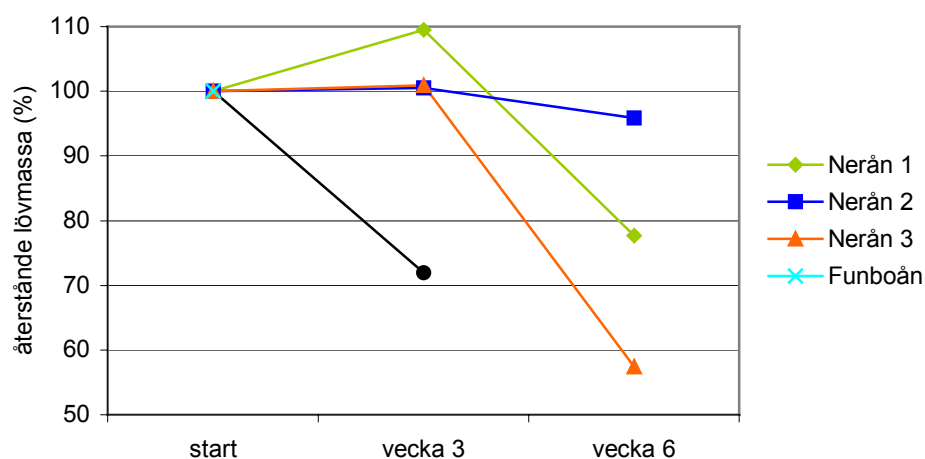
Figur 18. Andel nedbrutna löv under nedbrytningsförsöket i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Trehörningen, 2003.

### Nerån & Funboån

I Nerån påvisas i de flesta fall en snabbare nedbrytning än i dammarna (tabell 11). Undantaget är dock nedbrytningshastigheten för Nerån 2 som totalt sett ligger på ungefär samma nivå som Herrgårdsdammen och södra Sågdammen ( $k^{-d}$  för  $t = 0-6$ :  $-2,4 \cdot 10^{-5}$ ). I samtliga fall i Nerån tenderar lövens massa att öka under de första tre veckorna för att sedan minska under den resterande tiden. Störst är viktökningen vid lokalen vid Nerån 1 ( $k^{-d}$  för  $t = 0-3$ :  $20 \cdot 10^{-5}$ ). Över lag är nedbrytningshastigheten snabbast vid lokalen vid Nerån 3 ( $k^{-d}$  för  $t = 0-6$ :  $-31 \cdot 10^{-5}$ ). På grund av den kraftigt förhöjda vattennivån och tillika starka vattenströmmar, orsakat av snösmältning, kunde inte lövpåsarna i Funboån plockas upp under försökets vecka nummer sex. Detta medför att k-värdet för veckorna tre till och med sex saknas för denna lokal. Däremot kan nedbrytningshastigheten mellan tidpunkten för starten av försöket och vecka nummer tre räknas ut och jämföras med motsvarande värde för löven vid provpunkterna i Nerån. Det förefaller vid denna jämförelse som om nedbrytningshastigheten under försökets första tre veckor varit avsevärt långsammare i Nerån än i Funboån (figur 19).

Tabell 11. Nedbrytningshastighet/k-värde beräknat per dag i Nerån och Funboån, 2003.

$k^{-d}$	Nerån 1	Nerån 2	Nerån 3	Funboån
$k^{-d}$ för $t = 0-3$	$20 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	$-75 \cdot 10^{-5}$
$k^{-d}$ för $t = 3-6$	$-78 \cdot 10^{-5}$	$-11 \cdot 10^{-5}$	$-130 \cdot 10^{-5}$	-
$k^{-d}$ för $t = 0-6$	$-14 \cdot 10^{-5}$	$-2,4 \cdot 10^{-5}$	$-31 \cdot 10^{-5}$	-



Figur 19. Andel nedbrutna löv under nedbrytningsförsöket Nerån 1, 2 och 3 samt Funboån, 2003.

### Nedbrytning - bottenfauna

Resultaten från försöken med de finmaskiga lövpåsarna kan säga något om bottenfaunans betydelse för nedbrytningsprocessen. I samtliga fall, förutom vid norra Sågdammen, kan konstateras att nedbrytningen gått snabbare i de stormaskiga lövpåsarna där de större bottenfaunans djur kunnat komma åt löven. Detta indikeras av kvoten mellan  $k$ -värdet för lövpåsarna med maskstorleken 5 mm och  $k$ -värdet för lövpåsarna med maskstorleken 0,3 mm (tabell 12). Ett högt värde på  $k^d$  5mm /  $k^d$  0,3 mm indikerar att skillnaden i nedbrytningsgrad av löven i de olika lövpåssorterna var stor, dvs att bottenfaunan spelat en avgörande roll för nedbrytning.

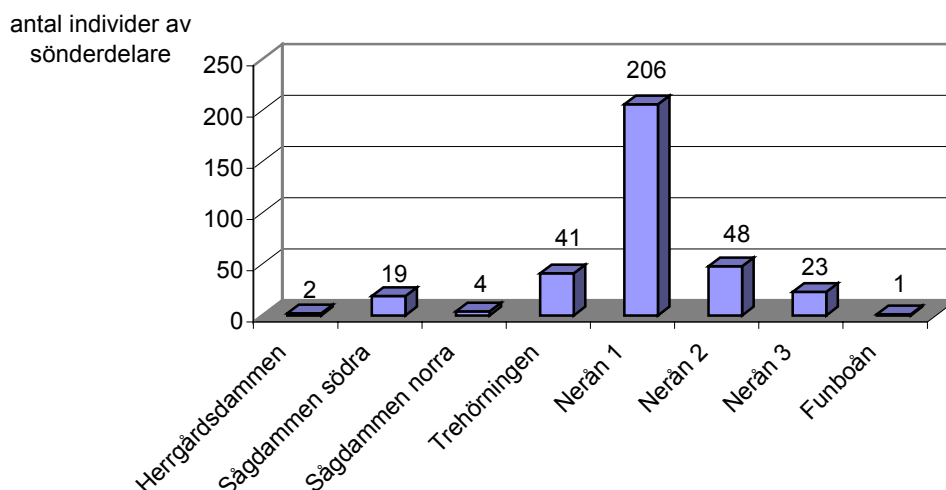
Tabell 12. Kvot av nedbrytningskoefficienter ( $k$ -d) för 5 mm och 0,3 mm maskstorlek från försök vid samtliga lokaler, 2003.

$k^d$	Hd	Sds	Sdn	Trehörningen	Nerån 1	Nerån 2	Nerån 3
$k^d$ 5 mm	$-3,1 \cdot 10^{-5}$	$-5,9 \cdot 10^{-5}$	$-2,1 \cdot 10^{-5}$	$-5,9 \cdot 10^{-5}$	$-14 \cdot 10^{-5}$	$-2,4 \cdot 10^{-5}$	$-31 \cdot 10^{-5}$
$k^d$ 0,3 mm	$0,95 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$0,71 \cdot 10^{-5}$	$0,95 \cdot 10^{-5}$	$-17 \cdot 10^{-5}$
$k^d$ 5 / $k^d$ 0,3	-3,26	-2,26	-0,72	-1,78	19,7	-2,52	1,82

### Sönderdelare

Av de funktionella grupper som återfanns i lövpåsarna är sönderdelarna de som har den största och mest direkta påverkan på nedbrytningsprocesser (Schultheis m fl, 1997). Dessa sönderdelare nämligen lövmaterialet i mindre bitar och gör det på så sätt tillgängligt för andra organismer. I dammarna i Österbybruk återfanns flest antal sönderdelare i lövpåsarna från försöket i södra Sågdammen (figur 20). Detta skulle kunna vara en indikation på att nedbrytnings-hastigheten gått relativt snabbt vid denna lokal. Enligt den uträknade nedbrytnings-hastigheten vid denna lokal, kan man dra slutsatsen att så också varit fallet. På samma sätt stämmer den låga nedbrytnings-hastigheten i Herrgårdsdammen och norra Sågdammen överens med det låga antalet sönderdelare vid dessa lokaler. I Trehörningen var antalet sönderdelare störst, vilket korrelerar med den relativt snabba nedbrytningen. Vid lokalerna i Nerån återfanns totalt sett fler sönderdelare än i dammarna. Antalet var störst vid lokalen Nerån 1, för att vara

lägst vid Nerån 3. Detta stämmer dock relativt dåligt överens med de beräknade nedbrytningshastigheterna för de respektive lokalerna, t ex är nedbrytningshastigheten lägst vid Nerån 2 trots att relativt många sönderdelare återfanns vid denna lokal. Vid Nerån 3 återfanns även den snabbaste nedbrytningen, trots att antalet individer av sönderdelare inte var störst där. I Funboån kunde inte antalet sönderdelare för försökets vecka nummer sex beräknas då dessa påsar slitit sig. Vid vecka nummer tre återfanns endast en individ av den funktionella gruppen sönderdelare. Detta stämmer dåligt överens med den snabba nedbrytningshastighet som återfanns vid denna lokal.



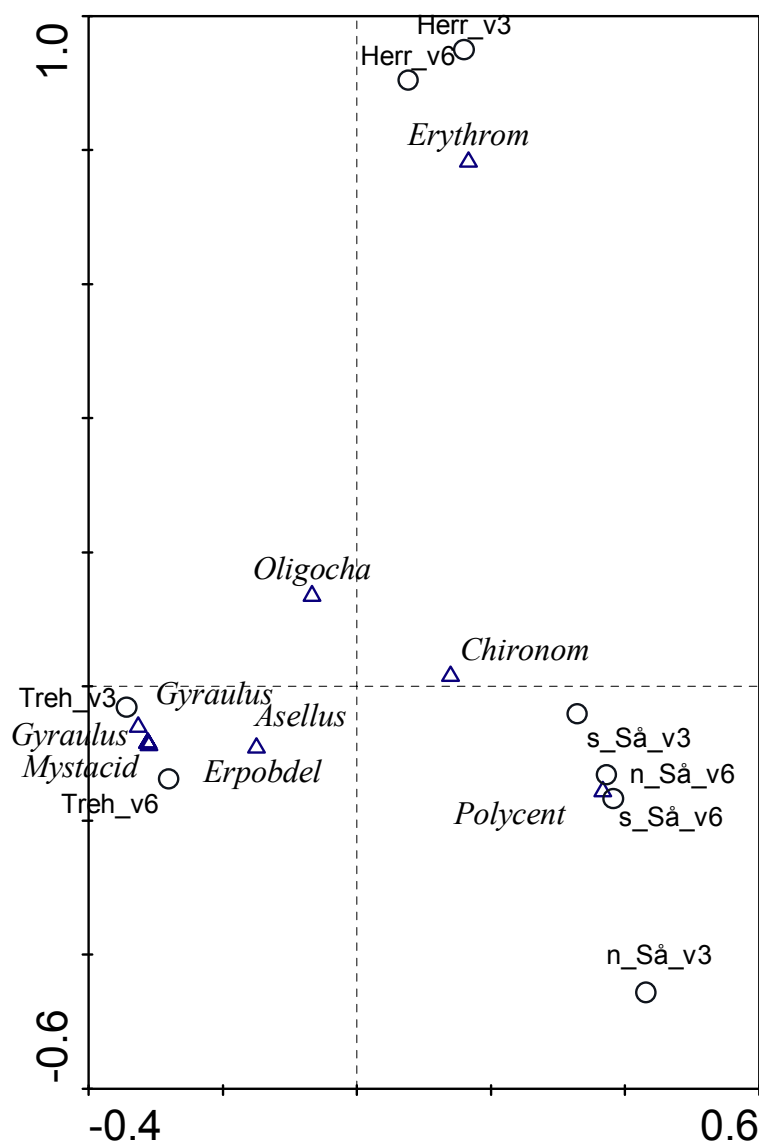
Figur 20. Antalet totala individer av sönderdelare (minst 30% av födan) funna under nedbrytningsförsöket vid samtliga lokaler, 2003.

### Statistiska samband

Vid de statistiska analyser som gjorts återfanns inga tydliga korrelationer mellan nedbrytningshastigheten och de förekommande metallerna. Vad det gäller antalet sönderdelare kontra nedbrytningshastighet respektive metallhalt, kunde heller inga statistiskt signifikanta samband påvisas.

### Kolonisation av lövpåsar – Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen

Bottenfaunan i lövpåsarna från de fyra lokalerna analyserades m h a korrespondensanalys (CA). Den första CA axeln förklarade 42,0 % medan den andra axeln förklarade 20,0 % i CA analysen. Totalt fångades 32 bottenfaunataxa påsarna (hämtade efter tre respektive sex veckor). Intressant var att bottenfaunasammansättningen efter tre och sex veckor vid varje lokal sammanföll vid de två provtagningstillfällena. Däremot skilde sig sammansättningen av taxa mellan de olika lokalerna där lövpåsarna legat. Mest lika var sammansättningen från de två lokalerna i Sågdammen efter sex veckor i vattnet. Den första axeln gick från höger i diagrammet med de två lokalerna i Sågdammen, Herrgårdsdammen i mitten och Trehörningen till vänster i diagrammet (figur 21). Längs den andra axeln skilde sig Herrgårdsdammen från de övriga tre lokalerna. Herrgårdsdammen hade högre antal individer av *Erythronia najas* (Hansemann), medan Trehörningen hade fler individer av *Gyraulus albus* (Müller), *Gyraulus crista* (L.), *Mystacides*, *Erpobdella sp.* och *Asellus aquaticus*. Lokalerna i Sågdammen hade fler Polycentropodidae och Chironomidae än de andra lokalerna.

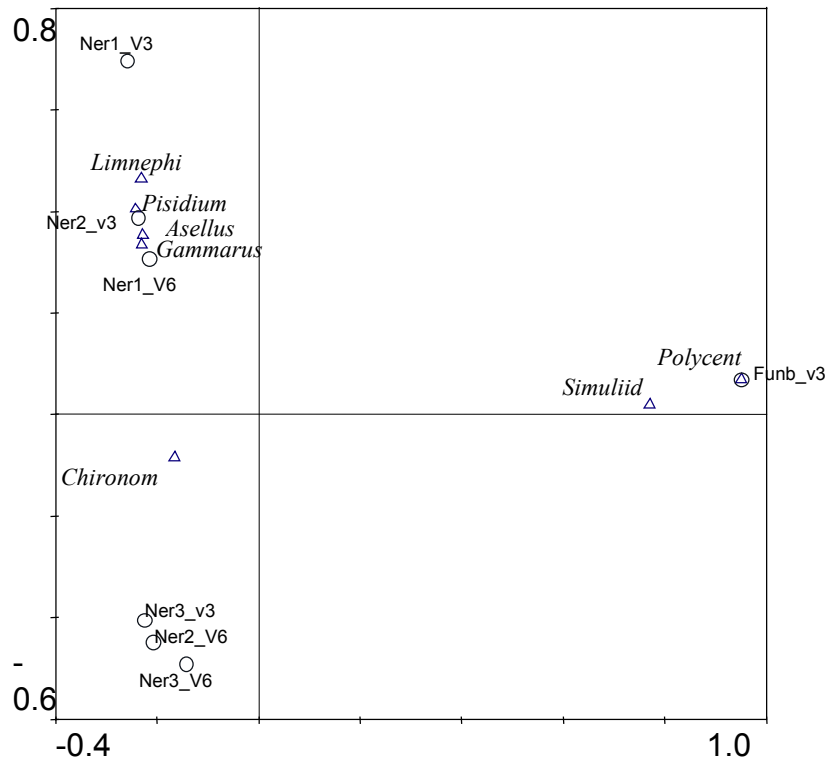


Figur 21. Korrespondensanalys (CA) av bottenfaunadata från lövpåsar i de tre dammarna. Treh\_v3 – Trehörningen vecka 3, Treh\_v6 – Trehörningen vecka 6, s\_Så\_v3 – södra Sågdammen vecka 3, s\_Så\_v6 – södra Sågdammen vecka 6, n\_Så\_v3 norra Sågdammen vecka 3, n\_Så\_v6 – norra Sågdammen vecka 6, Oligocha - Oligochaeta, Gyralus – *Gyraulus albus*, Gyraulus – *Gyraulus crista*, Asellus – *Asellus aquaticus*, Mystacid – *Mystacides azurea*, Erpobdel – *Erpobdella octoculata*, Chironom - Chironomidae, Polycen – Polycenropodidae.

#### Kolonisation av lövpåsar – Nerån & Funboån

Bottenfaunan i lövpåsarna från de fyra lokalerna analyserades med en korrespondensanalys (CA) och den första CA axeln förklarade 76,8 % medan den andra axeln förklarade 15,0 %. Totalt fångades 21 bottenfaunataxa i påsarna (hämtade efter tre och sex veckor). I Funboån gick det inte att återfinna påsarna efter sex veckor. I vattendragen fanns inte samma överensstämmelse mellan bottenfaunasammansättningen i de två proven från samma lokal (figur 22). Funboån skilde sig klart från de övriga tre

lokalerna längs första axeln och Funboån hade också en hög andel Polycentropodidae och Simuliidae jämfört med lokalerna i Nerån. Lokalerna i Nerån skilde sig längs den andra CA axeln, där Nerån 3 och Nerån 2 efter sex veckor hade en högre andel Chironomidae, medan Nerån 1 och Nerån 2 efter tre veckor hade en högre andel Limnephilidae, *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex* och *Pisidium sp.* än de andra lokalerna.



Figur 22. Korrespondensanalys (CA) av bottenfaunadata från lövpåsar i de två vattendragen. Ner1\_v3 – Nerån 1 vecka 3, Ner1\_v6 – Nerån 1 vecka 6, Ner2\_v3 – Nerån 2 vecka 3, Ner2\_v6 – Nerån 2 vecka 6, Ner3\_v3 – Nerån 3 vecka 3, Ner3\_v6 – Nerån 3 vecka 6, Funb\_v3 – Funboån vecka 3. Limneph - Limnephilidae övr., Pisidium – *Pisidium sp.*, Asellus – *Asellus aquaticus*, Gammarus - *Gammarus pulex*, Chironom - Chironomidae, Simuliid – Simuliidae, Polycent – Polycentropodidae.



## Diskussion

Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk är tydligt påverkade av den verksamhet som pågått i området under årens lopp. Denna slutsats kan dras utifrån samtliga analyser. Resultaten från metallanalyserna i sedimenten visar t ex på måttliga till mycket höga halter av metallerna Cr, Cu, Hg och Ni i sedimenten i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån. Detta enligt Naturvårdsverkets klassindelning av metaller i sediment (1999). Påverkan på ekosystemen är också omfattande, både enligt resultaten från bottenfaunainventeringen och från nedbrytningsförsöket. Beräkningen av bottenfaunaindex såsom t ex Shannons diversitetsindex, ASPT och DSFI indikerar tydliga till starka effekter av störning av faunan samt en dominans av Chironomidae, Oligochaeta och *Pisidium sp.* vid lokalerna i Herrgårdsdammen, södra Sågdammen och Nerån. I norra delen av Sågdammen verkar dock förhållandena för bottenfaunan vara något bättre, då faunan endast klassas som måttligt störd. Nedbrytningen tenderade att gå långsamt, såväl i Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån, jämfört med motsvarande försök i opåverkade vatten. Utifrån detta kan även påverkan på ekosystemets funktion anses vara stor.

### Metallanalyser – sediment

#### *Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen*

Metallhalterna i sedimenten varierar något utmed provtagningssträckan, från Herrgårdsdammen uppströms industriområdet till den nordligaste provpunkten i Nerån, strax innan utloppet till Filmsjön. Enligt analyserna av sedimenten finns det anledning att misstänka lokala utsläpp till dammarna respektive Nerån. I genomsnitt uppvisar t ex lokalerna i dammarna högre halter av Hg, Li och Pb än vad lokalerna i Nerån gör. I Nerån, däremot, är halterna av Co, Cr, Cu, Mo, Ni och W generellt högre än i dammarna. Att detta skulle kunna bero på skillnader i rörlighet hos metallerna kan troligtvis avfärdas.

De höga metallhalterna i Sågdammen kan härledas till den omfattande utlakning från deponin vid dammens östra sida, som pågått under årtionden. Detta stöds av Kemaktas undersökningar som visar på grundvattenströmningar från deponin mot Sågdammen i väster (Elert m fl, 2003). Att halterna i dammarna, i samtliga fall, är högst vid provpunkten i norra Sågdammen kan troligtvis förklaras av att denna provpunkt ligger längst nedströms deponin, se bild s. 15, och därmed nås av en större andel kontaminerat lakvatten än provpunkten i den södra delen av dammen. Ursprunget till den extremt höga halten av Hg (19,3 mg/kg TS) är okänd, men kan eventuellt härledas till punktutsläpp från det laboratorium som legat i anslutning till Sågdammen, vid dammens västra sida. Enligt de analyser som Kemakta ansvarat för har Hg inte uppmätts i betydande halter i grundvatten kring Sågdammen (max 6 ng/l). Däremot har man i en jordprovtagningspunkt vid Sågdammen uppmätt höga halter, ca 30 mg/kg. Det relativt höga innehållet av organiskt material i sedimenten i Herrgårdsdammen skulle kunna vara en orsak till att metallhalterna i Herrgårdsdammen, i de flesta fall, är högre än i södra delen av Sågdammen. Detta trots att Herrgårdsdammen är belägen uppströms Sågdammen och industriområdet. En annan möjlig orsak skulle eventuellt kunna vara att det finns någon tidigare okänd utsläppskälla i närheten av Herrgårdsdammen. Analyserna av jord och grundvatten visar på höga halter av en rad metaller. Bland annat har höga halter av Co, Cr, Ni och Pb uppmätts i jord samt att höga halter av Co, Ni och

Zn återfunnits i grundvattnet. Resultaten från de mätningar som gjorts i ytvatten, i anslutning till provpunkterna för sedimentundersökningen, visar på höga halter av Ba, Cd och Cu i ytvattnet i norra och södra Sågdammen (Elert m fl, 2003). För de sediment som finns i Sågdammen bedöms risken för erosion, vågerosion, som relativt liten. Däremot finns risk för omrörning av sedimenten vid t ex rensning av vattenväxter. Detta skulle kunna leda till frigörelse av de förekommande metallerna i sedimenten, vilket skulle kunna få konsekvenser för biota i hela vattensystemet.

Med detta som bakgrund rekommenderas åtgärder för sedimenten i Sågdammen. Åtgärderna bör dock vidtas efter det att de föroreningskällor, som finns på land, har åtgärdats. För att ytterligare kunna bedöma omfattningen av åtgärder för sedimenten i Sågdammen bör dock en vidare undersökning av sedimenten utföras, enligt ovanstående. Detta för att öka den statistiska säkerheten i analysen.

### *Nerån & Funboån*

I Nerån, där vattnet passerat industriområdet, är metallhalterna över lag högre än i dammarna. Det är dock i viss mån andra metaller som dominerar. Halterna av Co, Cr, Cu, Mo, Ni och W är t ex mycket högre än i dammarna. Därmed finns anledning att misstänka lokala utsläpp från industriområdet i form av utlakning och/eller ytvavrinning till Nerån. Detta stöds av Elert m fl (2003), där grundvattenströmningen i området bedömts vara riktad mot Nerån i väster. Även dagvatten från industriområdet avvattnas till Nerån. Enligt Elert m fl (2003) uppmättes höga halter av bl a Ni, Co och Cr i jordprover tagna på industriområdet, i anslutning till Nerån. Risken att dessa metaller fortsätter spridas till Nerån föreligger vara stor, förutsatt att inga åtgärder sätts in.

Metallhalterna varierar något mellan provtagningslokalerna i Nerån. I de flesta fall återfanns t ex de lägsta halterna vid provpunkten Nerån 2. Vid provpunkten Nerån 1 och Nerån 3 däremot, var halterna högst, vilket delvis skulle kunna förklaras av att det vid Nerån 1 observerades mycket ”skrot” i form av gamla metallföremål på botten samt att det vid Nerån 3 återfanns relativt höga humushalter som kan binda till sig metaller. Orsaken till variationerna i metallhalt i Nerån kan bero på ovanstående, men också skillnad i utflöde av kontaminerat vatten till de respektive provpunkterna. Även variationen i strömhastighet, vilken ger upphov till bottensubstrat av transport- eller ackumulationskaraktär, kan påverka förekomsten av metaller i sedimenten. Där strömhastigheten är högre tenderar nämligen partiklar att transporteras bort, medan det vid lugnare partier sker en större sedimentation av metaller bundna till partiklar (Malmqvist m fl, 1997). Det finns därmed anledning att misstänka att högre metallhalter återfinns i de delar av ån där strömhastigheten är/har varit låg.

Enligt analyser gjorda i ytvatten förekommer en ökning i halt av de flest tungmetaller i vatten efter passage genom Sågdammen och industriområdet. Detta med undantag av Pb, Cd och Cr som har lägre halter i vattnet i Nerån än i Sågdammen. För Cu och Zn sker den huvudsakliga ökningen mellan södra och norra Sågdammen, medan ökningen för As sker mellan provpunkterna Nerån 2 och Nerån 3. Co och Ni visar en monoton ökning mellan samtliga provpunkter. Halterna av Cd visar en markant ökning mellan södra och norra Sågdammen, för att sedan minska i halt i Nerån. Det finns även anledning att tro att metaller ackumuleras i Filmsjön (Elert m fl, 2003).

Under perioder med höga flöden bedöms risken för erosion i Nerån vara stor. Detta kan få till följd att de kontaminerade sedimenten rörs om och att metallföroreningarna sprids

ytterligare. Detta bör förhindras för att reducera effekter på angränsande ekosystem. Det är dock, även här, vanskligt att dra alltför stora slutsatser utifrån enstaka provtagnings-tillfällen, vilket gör att man för den statistiska säkerhetens skull bör komplettera 2003 års undersökning med ytterligare provtagning vid samma provlokaler. Även jämförelsen med 1997 års undersökning bör göras med viss försiktighet då proverna, på samma sätt som vid Sågdammen, inte kunde tas på exakt samma ställe som 1997.

### *Korrelationer*

Resultaten av de statistiska analyserna visar på samband mellan ett stort antal metaller, dvs. vid höga halter av en metall återfinns även höga halter av en annan metall. Detta torde bero på att metallerna läckt ut/härrör från slagg, restprodukter etc. som innehåller blandningar av olika metaller. Anledningen till att t ex Ni, Cr och Cu ofta återfinns i höga halter samtidigt kan t ex bero på att de alla förekommit som komponenter i t ex betvätskor, vilka läckt ut till mark och vatten.

Även samband mellan organisk halt och Sr respektive Pb har kunnat påvisas. Detta stöds av tidigare studier, vilka visar på att Pb, men även Cu och Sn, binds starkt till humuspartiklar (Förstner & Wittman, 1979). Bilali m fl (2000) visar även att Pb, Sr, Hg, Sb, Cd, Se, As och Mo korrelerar positivt med organiskt material. Att Hg binds starkt till humusämnen skulle eventuellt kunna förklara den höga halt som uppmätts vid provpunkten Nerån 3, där halten organiskt material var relativt hög. Däremot är halten vid norra Sågdammen alltför hög för att kunna förklaras av humusinnehållet i sedimenten. Det troliga, i det fallet, är snarare att lokalen påverkats av något utsläpp från det laboratorium som legat i anslutning till dammen.

### *Osäkra faktorer i bedömningen*

Det finns dock några osäkerhetsfaktorer i sedimentundersökningen, såväl i Sågdammen som i Nerån, vilka är värda att notera. Bland annat kan det vara vanskligt att dra alltför stora slutsatser utifrån enstaka provtagningsstillfällen. Jämförelsen med 1997 års undersökning bör också göras med viss försiktighet. Detta eftersom inga exakta koordinater angivits i SGU:s rapport (Qvarfort m fl, 1997), varken för provpunkterna i Sågdammen eller Nerån, vilket gjort att proverna inte kunnat tas på exakt samma ställe, samt att det även vid SGU:s undersökning är svårt att dra alltför stora slutsatser utifrån ett fåtal provtagningsstillfällen. Vid undersökningen 1997 tog endast två sedimentprov, som vid analysen slogs ihop till ett, och 2003 togs endast ett prov per lokal. Minst fem sedimentproppar per provplats, borde dock ha tagits, både 1997 och 2003, för att få ett bra statistiskt underlag för analysen och den jämförande studien.

## **Bottenfauna**

### *Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen*

Resultaten från bottenfaunainventeringen i Herrgårdsdammen och Sågdammen indikerar att bottenfaunan, över lag, visar stora avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden, O/C-kvoten klass 5 samt Shannons diversitetsindex klass 4. Detta tyder på att faunan ofta domineras av ett fåtal relativt föroreningsstålga arter, såsom t ex Oligochaeta och Chironomidae, samt att antalet taxa och individer, över lag, är relativt lågt (Naturvårdsverket, 1999). I norra delen av Sågdammen, där även de högsta metallhalterna uppmätts, visar paradoxalt nog resultaten på att bottenfaunan

endast är måttligt störd, Shannons diversitetsindex klass 2 (Naturvårdsverket, 1999). Detta eftersom flest antal individer och flest antal taxa hittades i norra Sågdammen, jämfört med Herrgårdsdammen och södra Sågdammen. Det är svårt att dra några slutsatser om varför så är fallet, men andra faktorer som kan spela in och göra miljön mer gynnsam som livsmiljö kan t ex vara tillgången på föda och syre. Detta resonemang bekräftas av att växtlighet såsom t ex vattenmossa återfanns i sedimentet vid norra Sågdammen. Vidare skulle detta kunna förklara varför individer av funktionella grupper, såsom skrapare och sönderdelare, återfanns vid lokalen trots att metallhalterna var höga. Förklaringen till den relativt höga förekomsten av bottenfauna i norra Sågdammen torde således snarare bero på skillnad i bottensubstrat än metallinnehåll i sedimenten. Även variationer i syrehalter kan misstänkas då en skillnad i strömhastighet mellan lokalerna kunde observeras. I norra delen av Sågdammen strömmade vattnet något snabbare än i Herrgårdsdammen och södra delen av Sågdammen. Detta skulle kunna bidra till bättre syreförhållanden på botten i norra delen av dammen och därmed även bättre förhållanden för akvatiskt liv. Med tanke på de höga metallhalterna i sedimenten i norra Sågdammen finns det dock anledning att misstänka att faunan är påverkad i större omfattning än vad indexen indikerar. Det vore därför intressant att i vidare studier undersöka t ex missbildningsfrekvens hos fjädermyggs-larver i norra delen av dammen.

Sammansättningen av bottenfauna i referensen Trehörningen liknar främst sammansättningen i Herrgårdsdammen och södra delen av Sågdammen. Däremot är de arter som hittats i Trehörningen mer strikt sedimentbundna än vad de är i dammarna i Österbybruk. I Trehörningen återfanns t ex individer av *Chironomus anthracinus*-typ, *Chironomus plumosus*-typ samt *Orthocladus* sp., vilka inte fanns representerade i Herrgårdsdammen eller Sågdammen. Shannons diversitetsindex, vilket placeras i klass 3 i Trehörningen samt O/C-kvoten vilken hamnar i klass 4 indikerar att förhållandena för bottenfaunan i Trehörningens sediment är något bättre än i Herrgårdsdammen och södra Sågdammen.

#### *Nerån & Funboån*

Resultaten från bottenfaunainventeringen i Nerån visar på tydliga effekter av störning, Shannons diversitetsindex klass 3 samt ASPT klass 4. Detta innebär att organismsamhällena och deras miljö är avsevärt påverkade. Den något ensidiga artsammansättningen med relativt få taxa och en stark överrepresentation av relativt förorenings-tåliga grupper såsom *Pisidium* sp., *Oligochaeta* samt *Chironomidae* stöder ovanstående resonemang, DSFI klass 4-5 (Naturvårdsverket, 1999). Då det mest intressanta måttet på en metallpåverkad lokals kvalitet är dess taxonomiska rikedom (Malmqvist m fl, 1997), har fokuseringen lagts på variationen av antalet taxa vid de olika lokalerna. Undersökningen visar således att antalet taxa var som högst där metallhalterna var som lägst, vid provpunkten Nerån 2. Detta stöds av Rosenberg & Resh (1993) vilka visar på tydliga samband mellan reduktion i antalet taxa till följd av metallföroreningar.

I jämförelse med bottenfaunainventeringen i Funboån kan man även där konstatera att antalet taxa är mycket högre där än vid samtliga lokaler i Nerån. Detta stöder ovanstående resonemang ytterligare. Även förekomsten av föroreningskänsliga ordningarna såsom t ex *Ephemeroptera*, *Trichoptera* och *Plecoptera* var markant högre i Funboån än i Nerån, jfr 69,2 respektive 7,7 för EPT(T). Om sambandet är entydigt, dvs enbart beror på metallhalt, eller om det även beror på andra faktorer såsom tillgång på

föda, predationstryck, naturlig variationer i substratsammansättning etc är dock svårt att säga. Det troligaste är nog att metallhalten är en av många begränsande faktorer för organismerna på botten av Nerån.

Anledningen till att såväl antalet individer som taxa var mycket högre vid 2003 års undersökning än 1997, kan bero på en rad faktorer. Det är därför vanskligt att dra alltför stora slutsatser i jämförelsen. Det föreligger t ex en stor risk att provtagningsmetodiken inte varit exakt densamma 1997 som 2003, samt att noggrannheten vid artbestämningen kan ha varierat något. Detta kan ha gett utslag på de beräknade indexen. Även naturliga variationer i populationsstorlek beroende av t ex tillgång på föda och predationstryck kan spela en avgörande roll för hur många individer respektive taxa som återfinns vid en bottenfaunainventering. Att sommaren 2003 var lång, varm och därmed gynnsam ur produktionssynpunkt kan t ex spela en stor roll för organismerna i Nerån. Som exempel kan nämnas att kläckningsperioden kan ha ägt rum tidigare än normalt och att organismerna därmed haft längre tid på sig att växa till. Därigenom kunde fler individer fångas in under sparkprovtagningen. Hur förhållandena var före och under provtagningen 1996 finns dock inte dokumenterat. Därför bör kanske denna tolkning beaktas med försiktighet. Däremot finns det över lag en risk att man överskattar betydelsen av miljöfaktorer och underskattar den av biotiska interaktioner (Malmqvist m fl, 1997). Wiley m fl (1997) konstaterade att det behövs ca 5 år av data för att variansen i täthetsbestämningar av bottendjur skall stabiliseras. Detta är nödvändigt för att kunna förklara vilka faktorer som bestämmer populationsdynamiken hos olika arter. Utifrån detta resonemang ser jag det nödvändigt att utföra ytterligare inventeringar om målet är att med säkerhet få veta om sammansättningen av bottenfaunasamhällena förändrats över tiden.

#### *Relationer mellan bottenfauna och metallhalt i sedimenten*

Vad det gäller påverkan på antalet individer respektive taxa av någon specifik metall har inga statistiskt signifikanta samband kunnat visas i denna undersökning. Däremot kunde metallerna Cu, Cr och Mo förklara variationen av bottenfaunan ( $p < 0.05$ ). Vidare visar andra studier på förändringar av bottenfaunasamhällena, främst av metallerna Cu och Zn. Leland m fl (1986) såg t ex förändringar i bottenfaunasammansättning vid kopparkoncentrationer så låga som 5 µg/l. Särskilt betande Ephemeroptera var hårt drabbade. Andra studier visar även på att arter av Trichoptera och Plecoptera slås ut vid metallpåverkan, t ex Cu och Zn (Rosenberg & Resh, 1993). Även Schultheis m fl (1997) visar på effekter av Cu på bottenfaunan. Konsekvenserna som observerats i detta fall har främst varit reducerat antal taxa, men även antalet individer vid de påverkade lokalerna. Andra undersökningar indikerar att Zn är den mest toxiska metallen för akvatiskt liv (Niyogi m fl, 2000). Ofta är det dock svårt att avgöra vilka metaller som har störst inverkan på bottenfaunan eftersom de vanligtvis förekommer i höga halter samtidigt. Så är fallet med dammarna och Nerån i Österbybruk. Kunskapen om hur flera metaller samverkar, t ex genom additiva alternativt synergistiska effekter, är också bristfällig för akvatiska organismer (Malmqvist m fl, 1997).

#### *Biotillgänglighet & bioackumulation*

Distributionen av tungmetaller i den akvatiska miljön visar på att de högsta koncentrationerna över lag återfinns i botten sedimenten (Förstner & Wittman, 1979). Det är mot denna bakgrund som det finns stor anledning att misstänka att de

bottenlevande organismerna i Österbybruk är påverkad av de höga metallhalterna. Vad som är viktigt i sammanhanget är dock kunskap om metallernas biotillgänglighet, dvs deras förmåga att tas upp av levande vävnader och ackumuleras i näringskedjan. Om metallerna är tillgängliga för organismerna i vattnet, beror till stor del på i vilken form de förekommer. Chapman m fl (1998) visar på att det är de fria metalljonerna som är mest biotillgängliga för akvatiskt liv. Andra metallkomplex är inte biotillgängliga. Metaller toxicitet är därför beroende av förekomsten av andra föreningar, vilka har förmågan att reagera med metallen i fråga genom att orsaka utfällning eller adsorption på partiklar (Salomons & Förstner, 1995). Även faktorer såsom pH och innehåll av organiskt material i sedimenten har betydelse för tillgängligheten hos metallerna. Flera metaller är t ex lättlösligare i vatten vid lågt pH, vilket betyder att metallhalterna i vattendragen, förutom att de är knutna till atmosfäriskt nedfall och metallförekomsten i avrinningsområdet, också är kopplade till surhetstillståndet (Salomons & Förstner, 1995). Skillnader i bottensubstrat kan också påverka organismernas exponering och därmed även upptag av metaller. Ett finare sediment innehåller små partiklar, vilka har en större yta och därmed lättare absorberar metalljoner (Nelson & Roline, 1999). Eftersom många av de bottenlevande akvatiska djuren har terrestra adulta stadier kan metaller potentiellt även spridas till näromgivningens predatorer, främst fåglar (Malmqvist m fl, 1997). Det finns utifrån detta resonemang anledning att misstänka att en ackumulation i näringskedjan har ägt rum även i Österbybruk.

## Nedbrytningsförsök

### *Herrgårdsdammen, Sågdammen & Trehörningen*

Beräkningar av nedbrytningshastigheten vid de olika dammlokalerna visar på att förhållandena för nedbrytning är som allra sämst vid norra Sågdammen och som allra bäst vid referenslokalen Trehörningen. Troligtvis beror den långsamma nedbrytningen i norra Sågdammen på de höga metallhalterna i sedimentet/vattnet och det relativt låga antalet sönderdelare som återfanns i lövpåsarna under försökets sex veckor. Dock har inga statistiskt signifikanta samband mellan nedbrytningshastighet och de förekommande metallerna kunnat påvisas. Vad det gäller antalet sönderdelare kontra nedbrytningshastighet respektive metallhalt, kunde heller inga statistiskt signifikanta samband påvisas. Andra, t ex Gray och Ward (1983), har dock visat att metallhydroxider, såsom t ex järn- och kopparhydroxider, hämmar kolonisering av nedbrytare såsom svamp och sönderdelare på löven, vilket leder till sämre nedbrytning. Det är mycket troligt att så varit fallet i dammarna i Österbybruk då beläggningar kunde observeras på löven samt att de uppmätta halterna av såväl Fe som Cu var högre än normala bakgrundshalter.

I jämförelse med Trehörningen tenderar nedbrytningshastigheten att gå 2 till 4 gånger långsammare i dammarna i Österbybruk. Anledningen till detta torde främst vara skillnad i metallhalt och kolonisation av nedbrytare såsom svampar, bakterier och sönderdelare. I Trehörningen var nämligen metallhalterna mellan 1,4 och 42,2 gånger lägre än medelvärdet för halterna i Herrgårdsdammen och Sågdammen. Även antalet sönderdelare var högre, ungefär 5 gånger, i referensen än medelvärdet för antalet sönderdelare i dammarna i Österbybruk.

## *Nerån & Funboån*

Nedbrytningen i Nerån tenderade att gå snabbare än i dammarna. Att så är fallet beror bland annat på att strömhastigheten i vattendraget är högre än längs strandkanten vid dammarna. Löven i Nerån har därmed utsatts för större påfrestning och lövfragment har därigenom lättare kunnat spolats bort. Antalet sönderdelare var också högre i Nerån än i dammarna, vilket ytterligare kan förklara varför nedbrytningshastigheten får snabbare i ån än i dammarna. Vid lokalen i Nerån 2 däremot, går nedbrytningen relativt långsamt ( $k^d$  för  $t = 0-6$ :  $-2,4 \cdot 10^{-5}$ ). Detta stämmer dock ganska dåligt överens med det faktum att metallhalterna var lägst där, samt att förekomsten av sönderdelare var relativt stor. En trolig förklaring kan vara att påsarna vid denna lokal var placerade i ett lugnare och grundare parti av ån, vilket troligen medfört att en mindre andel lövfragment har kunnat forslas bort med strömmen.

I samtliga fall i Nerån tenderar lövens massa att öka under de första tre veckorna för att sedan minska under den resterande tiden. Störst är ökningen vid Nerån 1, där även metallhalterna uppmätts i höga koncentrationer. Anledningen till att lövens massa ökar i vikt beror troligtvis på att metallutfällningar bildats på löven och att dessa hindrat mikrober, såsom svampar och bakterier, att kolonisera/börja bryta ned löven. Därigenom har också löven inte lockat till sig andra typer av nedbrytare. Efter tre veckor i vattendraget hade dock löven börjat brytas ned. Orsaken till detta är inte fastställd. Någon stor skillnad i bottenfaunasammansättning, i lövpåsarna, mellan de olika tidsperioderna har dock inte observerats. Detta skulle annars kunna ha förklarat variationen i nedbrytningshastighet mellan försökets olika veckor.

I jämförelse med referensen Funboån, fungerar nedbrytningen i Nerån dåligt. Nedbrytnings-hastigheten för Funboån tenderar nämligen att gå mellan 3 och 53 gånger snabbare än i Nerån. I en annan studie (Schultheis m fl, 1997), visas på skillnader i nedbrytningshastigheter på mellan 1,4 och 2,7 gånger mellan påverkat (Cu) och opåverkat vattendrag. Det finns i denna studie därmed anledning att fundera över andra faktorer, förutom metallpåverkan, som kan ha påverkat nedbrytningsprocessen. Det faktum att strömhastigheten var mycket högre i Funboån än i Nerån bidrar alldeles säkert till den snabba nedbrytningen. Eventuellt kan därigenom valet av referenslokal ifrågasättas i detta fall. Det hade t ex säkerligen varit bättre att välja ett lugnare parti i Funboån, som på ett bättre sätt skulle vara bättre jämförbart med Nerån. Trots detta fel i valet av lokal, kan man dock konstatera att nedbrytningshastigheten i ett opåverkat vattendrag går snabbare än i ett metallpåverkat. Detta stöds också av andra studier. Bland annat har Nioygi m fl (2001) visat en signifikant negativ korrelation mellan nedbrytningshastighet och koncentrationen av löst Zn.

Skillnaden i lövnedbrytning mellan de två olika maskstorlekarna var mycket stor. I de finmaskiga påsarna (0,3 mm) tenderade lövens massa att öka i samtliga fall, förutom vid provpunkten Nerån 3. Detta indikerar att ingen nedbrytning ägde rum, i dessa påsar. En anledning till detta skulle kunna vara att det bildats beläggningar av metallhydroxider mm på löven samt att dessa också täppt igen påsarna, vilket gjort att nedbrytare såsom svampar och bakterier inte kunnat ta sig in i påsarna. En annan orsak skulle kunna vara att förekomsten av mikrober är liten i den här typen av metallpåverkade vattendrag. Utifrån detta resultat föreslår jag vid vidare undersökningar i metallförorenade vatten, att endast de stormaskiga påsarna (5 mm) används. Detta eftersom dessa mäter den sammanlagda nedbrytningen av både mikrober och sönderdelare.

## Slutsatser

- 1) Herrgårdsdammen, Sågdammen och Nerån i Österbybruk är tydligt påverkade av den verksamhet som pågått i området under årens lopp. Denna slutsats kan dras utifrån samtliga analyser.
- 2) Såväl ekosystemens struktur som funktion tenderar i de flesta fall att vara relativt starkt korrelerad till metallgradienten. Antalet taxa var t ex lägre i Nerån än i Funboån, vilket kan stödja resonemanget om artreduktion till följd av metallpåverkan (Rosenberg & Resh, 1993). Vidare gick t ex nedbrytningen flera gånger snabbare i Trehörningen. Detta troligtvis eftersom metallhalterna var låga samt att fler sönderdelare återfanns i lövpåsarna vid referenslokalen i jämförelse med i dammarna i Österbybruk.
- 3) Det förefaller vara svårt att säga något entydigt om förändringen sedan sediment- och bottenfaunaprovtagningen 1996/1997. Resultaten indikerar högre metallhalter 2003 än 1997 i de flesta fall samtidigt som såväl fler antal individer som taxa återfanns vid 2003 års bottenfaunainventering. Osäkerhetsfaktorer och skillnader mellan och inom de respektive undersökningarna gör att jämförelsen blir svår. Att miljöpåverkan föreligger råder det däremot inga tvivel om.
- 4) Bottenfaunainventering och nedbrytningsförsök med löv är relativt bra metoder för miljöövervakning i metallpåverkade vattendrag/dammar. Metoderna kan sägas fungera mycket bra då de används tillsammans. Detta eftersom de båda två har brister, se sidan 10-11, och därför kompletterar varandra. Dock skulle det vara mycket intressant att i t ex fallet med Sågdammen norra titta närmare på t ex missbildningsfrekvens hos Chironomidae samt att mäta metallhalter i djuren. Det finns nämligen, i detta fall, risk att misstänka att bottenfaunasamhällena är mer påverkade av de höga metallhalterna än vad bottenfaunaindexen visar.



## Tack

Jag vill tacka min handledare Leonard Sandin, Institutionen för Miljöanalys, som under arbetets gång lagt ner mycket tid på att plocka fram lämplig litteratur, hjälpt mig med den multivariata statistiken och kommit med bra synpunkter på innehållet i rapporten.

Ett stort tack även till Lars Eriksson som hjälpt mig med bottenfaunainventeringen, såväl i fält som vid artbestämningen på lab. Dessutom tack till Oscar Andersson och Björn Wiklund på avdelningen för bottenfauna.

Jag vill även tacka er andra som hjälpt till på institutionen, särskilt Joakim Dahl som hjälpt mig i fält och kommit med goda råd under uppsatsskrivandet, Jenny Bergfur som hjälpt mig med planering och genomförande av nedbrytningsförsöket, Erik Eriksson som hjälpt mig med nedbrytningsförsöket i fält, Jakob Nisell som bistått med kartor, Mikael Östlund som tagit fram data från SMHI, Bert Karlsson som hjälpt mig med bottenfaunaindexen och Anders Wilander som kommit med bra synpunkter och litteraturtips om metallers förekomst i vatten.

Sist, men absolut inte minst, vill jag även tacka Mark Elert från Kemakta Konsult AB och Ingrid Johansson från Länsstyrelsen i Uppsala Län. Tack för givande diskussioner!

## Referenser

### *Artiklar, rapporter och böcker*

Anderson N.H., Steedman R.J. & Dudley T. 1984. Patterns of exploitations by stream invertebrates of wood debris (xylophagy). Verh. Int. Ver. Limnol. 22:1847-52.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. Water Research 17: 333 – 347.

Bilali L.El., Rasmussen P.E., Hall G.E.M. & Fortin D. 2000. Role of sediment composition in trace metal distribution in lake sediments.

Brunberg A. & Blomqvist P. 1997. Vatten i Uppsala Län. Upplandsstiftelsen.

Chapman P.M., Wang F.Y., Janssen C., Persoone G. & Allen HE. 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediment: binding and release, bioavailability, risk assesment and remediation. Canadian journal of fisheries and aquatic scienses. 55(10) 2221-2243.

Elert M., Pettersson M., Fanger G. & Jonsson K. 2003. Fördjupade undersökningar och utredningar, Österbywerken. Kemakta Konsult AB.

Förstner U. & Wittman G.T.W. 1979. Metal pollution in the aquatic environment.

Gessner M.O. & Chauvet E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. Ecological applications 12(2) pp.498-510.

- Graca A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86:383-393.
- Gray L.J. & Ward J.V. 1983. Leaf litter breakdown in streams receiving treated and untreated metal mine drainage. *Environment International*, Vol. 9, pp. 135-138.
- Hill M.J. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Applied statistics* 23:340-354.
- Isaksson O. 1995. Vallonbruk i Uppland – människor och miljöer.
- Isaksson P. Handbok om strömmande vatten, Naturhistoriska Riksmuseet och Svenska Naturskyddsföreningen, 2002.
- Lamberti G.A. & Hauer R.F. 1996. Methods in stream ecology.
- Leland H.V., Carter J.L. & Fend S.V. 1986. Use of detrended correspondence analysis to evaluate factors controlling spatial distribution of benthic insects. *Hydrobiologia* 132:113-123.
- Malmqvist B. & Hoffsten P.O. 1999. Smådjuren i Dalarnas vattendrag, mångfald och samhällsstruktur i förhållande till miljöfaktorer. ISSN 1101-3044. Länsstyrelsen i Dalarnas Län Miljövårdsenheten.
- Mandahl-Barth G. 2000. Vad jag finner i sjö och å. ISBN 91-518-3758-7.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of north America.
- Naturvårdsverket. 2000. Metodhandbok för miljöövervakning: Europastandard SS-EN 27 828, tidsserier. <http://www.environ.se>
- Naturvårdsverket. Monitor 1982. Tungmetaller och organiska miljögifter i svensk natur. ISBN 91-38-07116-9.
- Naturvårdsverket. Monitor 1987. Tungmetaller – förekomst och omsättning i miljön. ISBN 91-620-1027-1.
- Naturvårdsverket. Rapport 4913. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag.
- Nelson S.M. & Roline R.A. 1999. Relationships between metals and hyporheic invertebrate community structure in a river recovering from metals contamination. *Hydrobiologia* 397:211-226.
- Niyogi K., Lewis William M. & McKnight Diane M. 2000. Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: biotic mediation of abiotic controls. *Ecological applications* Vol. 11, no 2, pp. 506-516.
- Pascoal C., Cassio F. & Gomes P. 2001. Leaf breakdown rates: a measure of water quality? *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86:407-416.

- Qvarfort U. & Johansson K. 1997. Undersökning av deponin vid Sågdammen, Österbybruk och förslag till återställning. SGU.
- Qvarfort U. & Johansson K. 1997. Översiktlig markundersökning. Inventering av Österbyverken och riskklassning enligt Fas 2, MIFO. SGU.
- Rao C.R. 1964. The use of interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhya A*:329-358.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.
- Salomons W. & Förstner U. 1995. Heavy metals – problems and solutions.
- Schultheis A.S., Sanchez M. & Hendricks A.C. 1997 Structural and functional responses of stream insects to copper pollution. *Hydrobiologia*. 346:85-93.
- Shannon D.E. 1948. A mathematical theory of communication. – *Bell System Technological Journal* 37: 379 – 423.
- Skriver J., Friberg N. & Kirkegaard J. 1992. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca NY, USA), 500 pp.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M. & Peakall D.B. 2002. Principles of ecotoxicology. 2<sup>nd</sup> edition.
- van Griethuysen C. & van Baren J. 2004. Trace metal availability and effects on benthic community structure in floodplain lakes. 23(3): 668-681.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring.– *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52: 537 – 547.
- Wiley M.J., Kohler S.L. & Seelbach P.W., 1997. Reconciling landscape and local of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. *Freshwater Biology* 37:133-148.

### ***Bestämningslitteratur - bottenfauna***

- Merritt R.W. & Cummins K.W., 1996. An introduction to the aquatic insects of north America.
- Dall P.C., T.M. Iversen, Kirkegaard J., Lindegaard C. & Thorup J. 1987. En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forureningen i søer og vandløb.

Mandahl-Barth G. 2000. Vad jag finner i sjö och å. ISBN 91-518-3758-7.

Ohlsson L-H. & Svedberg U. 1999. Smådjur i sjö och å. Naturserien. ISBN 91-518-3491-X.

### ***Internet***

[www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se) (data från riksinventering, 2000)

<http://www.ladybio.ups-tlse.fr/rivfunction/>

[www.vallonbruken.nu](http://www.vallonbruken.nu)

## Appendix

**Analyssvar, metaller i sediment, 2003.** (Obs! Halterna är angivna i mg/kg torrsubstans)

	<i>Herrgårdsdammen</i>	<i>Södra Sågdammen</i>	<i>Norra Sågdammen</i>	<i>Trehörningen</i>
TS (%)	5,8	10,3	8,4	5,2
GR (% av TS)	49,8	59,6	60,7	68,9
As	7,13	11,6	17,1	4,53
Ba	110	143	472	112
Be	0,789	0,664	1	1,57
Cd	1,45	1,03	2,88	0,777
Co	17,5	16,8	85,6	13,3
Cr	32,5	28,3	157	44,5
Cu	71,6	48,3	110	53,4
Fe	52500	55700	79100	35500
Hg	0,431	0,393	19,3	0,159
Li	12	9,25	15,5	26,9
Mn	1940	1860	3580	911
Mo	5,41	9,01	38,2	1,81
Ni	15,8	15	64,5	34,1
P	2020	1800	2420	1410
Pb	102	94,1	138	45,9
Sr	25,2	19,7	26,8	27,7
V	37,6	30,8	70,3	45,5
W	16,3	23,6	86,1	<10
Zn	451	475	993	226

	<i>Nerån 1</i>	<i>Nerån 2</i>	<i>Nerån 3</i>	<i>Funboån</i>
TS (%)	51,6	55,2	25,8	22,6
GR (% av TS)	92,8	94,2	64,6	91,2
As	47,5	31,8	24,2	4,29
Ba	131	161	251	181
Be	0,91	0,414	0,694	1,31
Cd	0,39	0,602	0,885	0,228
Co	877	494	983	16,5
Cr	1830	370	915	46,5
Cu	1460	125	170	30,1
Fe	400000	117000	63400	35300
Hg	<0,1	<0,1	0,479	<0,1
Li	4,74	3,45	5,07	35
Mn	4020	5020	2210	2370
Mo	549	119	300	1,87
Ni	608	200	396	33
P	748	767	1190	1370
Pb	51,7	30	66,5	21,6
Sr	12	11,9	18	76,6
V	267	241	472	57
W	798	612	686	125
Zn	357	246	303	117

## Naturvårdsverkets klassindelning av metaller i sediment (1999).

Metall	Klass 1 Mycket låg halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Måttligt hög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
As	< 5	5–10	10–30	30–150	> 150
Cd	< 0,8	0,8–2	2–7	7–35	> 35
Cr	< 10	10–20	20–100	100–500	> 500
Cu	< 15	15–25	25–100	100–500	> 500
Hg	< 0,15	0,15–0,3	0,3–1	1–5	> 5
Ni	< 5	5–15	15–50	50–250	> 250
Pb	< 50	50–150	150–400	400–2000	> 2000
Zn	< 150	150–300	300–1000	1000–5000	> 5000

Obs! Halterna är angivna i mg/kg torrs substans i ytsediment 0-1 cm.

## Artlista - bottenfaunainventering, 2003.

Lokal	Taxa	Auktor	Antal individer	Antal taxa
<i>Herrgårdsdammen</i>	Totalt		8	3
	Oligochaeta, totalt		2	
	Chaoborus flavicans	(Meigen, 1830)	1	
	Chironomidae, totalt		5	
	Procladius sp.		5	
<i>Sågdammen södra</i>	Totalt		114	11
	Gastropoda, totalt		1	
	Gyraulus albus	(Müller, 1774)	1	
	Bivalvia, totalt		1	
	Pisidium sp.		1	
	Oligochaeta, totalt		88	
	Hydracarina		1	
	Ceratopogonidae		1	
	Chironomidae, totalt		22	
	Procladius sp.		10	
	Tanypodinae, övr.		1	
	Cladopelma sp.		8	
	Demicryptochironomus vulneratus	(Zetterstedt, 1838)	1	
	Einfeldia sp.		1	
	Tanytarsus sp.		1	
<i>Sågdammen norra</i>	Totalt		135	21
	Gastropoda, totalt		19	
	Bithynia tentaculata	(Linnaeus, 1758)	1	
	Hippeutis complanatus	(Linnaeus, 1758)	3	
	Gyraulus albus	(Müller, 1774)	12	
	Gyraulus crista	(Linnaeus, 1758)	2	
	Acroloxus lacustris	(Linnaeus, 1758)	1	
	Bivalvia, totalt		7	
	Anodonta cygnaea	(Linnaeus, 1758)	1	
	Pisidium sp.		6	
	Oligochaeta, totalt		72	
	Crustacea, Malacostraca, totalt		5	
	Asellus aquaticus	(Linnaeus, 1758)	5	

Lokal	Taxa	Auktor	Antal individer	Antal taxa
<i>Sägdammen norra (forts.)</i>	Ephemeroptera, totalt		7	
	Centroptilum luteolum	(Müller, 1776)	1	
	Cloeon dipterum group		3	
	Leptophlebia vespertina	(Linnaeus, 1758)	1	
	Caenis sp.	(Stephens, 1835)	2	
	Chaoborus flavicans	(Meigen, 1830)	8	
	Chironomidae, totalt		17	
	Procladius sp.		8	
	Tanypodinae, övr.		1	
	Psectrocladius sp.		1	
	Cladopelma sp.		2	
	Parachironomus sp.		3	
	Polypedilum sp.		1	
	Tanytarsus sp.		1	
<i>Trehörningen</i>	Totalt		50	6
	Oligochaeta, totalt		12	
	Chaoborus flavicans	(Meigen, 1830)	4	
	Chironomidae, totalt		34	
	Procladius sp.		13	
	Orthocladius sp.		1	
	Chironomus anthracinus-typ		1	
	Chironomus plumosus-typ		19	
<i>Nerån 1</i>	Totalt		3566	23
	Polycelis sp.		2	
	Bivalvia, totalt		1763	
	Pisidium sp.		1763	
	Oligochaeta, totalt		614	
	Glossiphonia complanata	(Linnaeus, 1758)	9	
	Helobdella stagnalis	(Linnaeus, 1758)	8	
	Erpobdella octoculata	(Linnaeus, 1758)	8	
	Crustacea, Malacostraca, totalt		386	
	Asellus aquaticus	(Linnaeus, 1758)	343	
	Gammarus pulex	(Linnaeus)	43	
	Somatochlora metallica	(van der Linden, 1825)	3	
	Coleoptera, totalt		1	
	Ilybius sp.	(Erichson, 1832)	1	
	Sialis lutaria-group		22	
	Trichoptera, totalt		45	
	Plectrocnemia sp.	(Stephens, 1836)	3	
	Polycentropus flavomaculatus	(Pictet, 1834)	2	
	Polycentropus irroratus	(Curtis, 1835)	1	
	Lype phaeopa	(Stephens, 1836)	2	
	Hydropsyche angustipennis	(Curtis, 1834)	7	
	Limnephilidae		28	
	Athripsodes sp.	(Billberg, 1820)	2	
	Eloeophila sp.		37	
	Ceratopogonidae		170	
	Chironomidae, totalt		490	
	Simuliidae		2	
	Empididae		6	

Lokal	Taxa	Auktor	Antal individer	Antal taxa
Nerån 2	Totalt		468	26
	Gastropoda, totalt		4	
	Gyraulus albus	(Müller, 1774)	2	
	Acroloxus lacustris	(Linnaeus, 1758)	2	
	Bivalvia, totalt		162	
	Pisidium sp.		162	
	Oligochaeta, totalt		49	
	Glossiphonia complanata	(Linnaeus, 1758)	2	
	Erpobdella sp.		3	
	Hydracarina		1	
	Argyroneta aquatica	(Clerck, 1757)	1	
	Crustacea, Malacostraca, totalt		37	
	Asellus aquaticus	(Linnaeus, 1758)	25	
	Gammarus pulex	(Linnaeus)	12	
	Ephemeroptera, totalt		13	
	Leptophlebia sp.	(Westwood, 1840)	12	
	Caenis sp.	(Stephens, 1835)	1	
	Zygoptera		1	
	Corduliidae		2	
	Sialis lutaria-group		2	
	Trichoptera, totalt		19	
	Cynurus insolutus	(McLachlan, 1878)	1	
	Lype sp.		1	
	Hydropsyche angustipennis	(Curtis, 1834)	2	
	Limnephilidae		15	
	Eloeophila sp.		3	
	Ceratopogonidae		37	
	Chironomidae, totalt		128	
	Simuliidae		1	
	Empididae		1	
	Tabanidae		1	
	Diptera, övr.		1	
Nerån 3	Totalt		1067	18
	Bivalvia, totalt		265	
	Pisidium sp.		265	
	Oligochaeta, totalt		97	
	Glossiphonia complanata	(Linnaeus, 1758)	6	
	Glossiphonia /Batracobdella		4	
	Erpobdella octoculata	(Linnaeus, 1758)	16	
	Crustacea, Malacostraca, totalt		141	
	Asellus aquaticus	(Linnaeus, 1758)	78	
	Gammarus pulex	(Linnaeus)	63	
	Ephemeroptera, totalt		15	
	Leptophlebia marginata	(Linnaeus, 1767)	15	
	Calopteryx sp.	(Leach, 1815)	1	
	Coleoptera, totalt		2	
	Dytiscidae		2	
	Sialis lutaria-group		3	
	Trichoptera, totalt		24	
	Lype phaeopa	(Stephens, 1836)	2	
	Hydropsyche angustipennis	(Curtis, 1834)	2	
	Limnephilidae		18	



Lokal	Taxa	Auktor	Antal individer	Antal taxa
<i>Nerån 3 (forts.)</i>	Mystacides azurea	(Linnaeus, 1761)	2	
	Ceratopogonidae		22	
	Chironomidae, totalt		438	
	Simuliidae		33	
<i>Funboån</i>	Totalt		2654	34
	Gastropoda, totalt		23	
	Valvata sp.		4	
	Marstoniopsis scholtzi	(A.Schmidt, 1856)	2	
	Bithynia tentaculata	(Linnaeus, 1758)	2	
	Stagnicola sp.		4	
	Bathyomphalus contortus	(Linnaeus, 1758)	2	
	Gyraulus albus	(Müller, 1774)	4	
	Gyraulus crista	(Linnaeus, 1758)	5	
	Bivalvia, totalt		189	
	Pisidium sp.		184	
	Dreissena polymorpha	(Pallas, 1771)	5	
	Oligochaeta, totalt		62	
	Helobdella stagnalis	(Linnaeus, 1758)	7	
	Erpobdella octoculata	(Linnaeus, 1758)	17	
	Hydracarina		3	
	Crustacea, Malacostraca, totalt		527	
	Asellus aquaticus	(Linnaeus, 1758)	520	
	Gammarus pulex	(Linnaeus)	7	
	Ephemeroptera, totalt		41	
	Baetis sp.	(Leach, 1815)	15	
	Cloeon dipterum	(Linnaeus, 1761)	16	
	Leptophlebia marginata	(Linnaeus, 1767)	4	
	Caenis horaria	(Linnaeus, 1758)	5	
	Caenis luctuosa	(Burmeister, 1839)	1	
	Callicorixa sp.		1	
	Trichoptera, totalt		305	
	Polycentropodidae		3	
	Neureclipsis bimaculata	(Linnaeus, 1758)	15	
	Hydropsyche angustipennis	(Curtis, 1834)	249	
	Cheumatopsyche lepida	(Pictet, 1834)	4	
	Limnephilidae		26	
	Athripsodes sp.	(Billberg, 1820)	4	
	Ceraclea annulicornis	(Stephens, 1876)	4	
	Eloeophila sp.		1	
	Pericoma sp.		1	
	Ceratopogonidae		14	
	Chironomidae, totalt		849	
	Simuliidae		600	
	Limnophora sp.		14	